

**UNIVERSIDAD DE PINAR DEL RÍO**

**“Hermanos Saíz Montes de Oca”**

**Facultad Forestal y Agronomía**

**Departamento Forestal**

**MAESTRÍA EN CIENCIAS FORESTALES**

**Tesis en opción al Título Académico de Máster en Ciencias Forestales**

**Caracterización estructural de *Huertea cubensis* Griseb., y *Juglans jamaicensis* C. DC., en la Unidad Zonal de Conservación Santo Domingo  
Parque Nacional Turquino**

**Ing. Calixto Aguilar Espinosa**

**Pinar del Río**

**2015**

**UNIVERSIDAD DE PINAR DEL RÍO  
“HERMANOS SAÍZ MONTES DE OCA”  
FACULTAD FORESTAL Y AGRONOMÍA  
DEPARTAMENTO FORESTAL**

**MAESTRÍA EN CIENCIAS FORESTALES**

**Caracterización estructural de *Huertea cubensis* Griseb., y  
*Juglans jamaicensis* C. DC., en la Unidad Zonal de  
Conservación Santo Domingo Parque Nacional Turquino**

**Tesis en opción al Título Académico de Máster en Ciencias  
Forestales**

**Autor: Ing. Calixto Aguilar Espinosa  
Tutor: Dr. C. Yudemir Cruz Pérez**

**Pinar del Río  
2015**

## **Agradecimientos**

A trabajadores y directivos del Parque Nacional Turquino, por permitir y apoyar la realización de la investigación.

A mis profesores y compañeros del Departamento de Ingeniería Forestal en la Universidad de Granma.

A mis profesores en la maestría por la dedicación y esfuerzo para lograr una buena formación académica.

A mis compañeros de la maestría por el apoyo y la alegría que me transmitieron.

A los profesores y amigos Paul Anthony Bassoo, José Yulier Rodríguez, Marcos Manuel Domínguez, por su ayuda incondicional en los trabajos de campo.

A mi tutor, José Luis Rodríguez Sosa que ha sido como un padre en la conducción por los caminos del saber.

A mi esposa Daillet Ortiz Ocaña, por sacrificarse durante mi ausencia en el cuidado de nuestro pequeño tesoro "Alicia".

A mi padre Calixto Aguilar Mendosa, pues sin su apoyo no hubiese podido continuar adelante.

Al profesor y hermano José Félix Morales Leslie por apoyar con sus conocimientos.

Al buen amigo Adonis M. Ramón Puebla, por su ayuda en la realización de mapas y el trabajo de campo.

A mi buena amiga Naivi Bravo Noa por su ayuda incondicional e impregnar en mi su espíritu de lucha y abnegación para conducir la vida.

**Dedicatoria**

A mi pequeña Alicia de la Caridad Aguilar Ortiz

A la memoria de mis abuelos Zenobio Aguilar Álvarez y Agilio Espinosa Sosa

## Resumen

El trabajo se realizó en la Unidad Zonal de Conservación Santo Domingo con el propósito de caracterizar los indicadores estructurales de la vegetación asociada y los parámetros demográficos de *Huerteia cubensis* y *Juglans jamaicensis*. Para lo cual se realizaron transectos de 10 x 50 (500m<sup>2</sup>), midiéndose todos los árboles mayores a 10 cm de diámetro a 1.30 y en subparcelas de 10 x 5 (50 m<sup>2</sup>) se anidaron otras de 5 x 5 (25 m<sup>2</sup>) teniendo en cuenta los individuos entre 5 y 9.9 cm de diámetro, así como los encontrados en el rango de 30 cm a 4,99 cm de diámetro respectivamente. Para el análisis demográfico se tuvo en cuenta la estructura diamétrica, la distribución de las plántulas e indicadores como: Tasa de mortalidad, Reclutamiento y Tasa de cambio. La flora estuvo representada por 2479 individuos de 75 especies, 67 géneros, y 41 familias. La abundancia relativa expresa que existe una marcada diferencia entre las especies asociadas; siendo las variables altitud y pendiente las de mayor contribución al agrupamiento espacial de parcelas y especies en el sitio donde se desarrolla *Huerteia*. La estructura diamétrica de *Huerteia cubensis* y *Juglans jamaicensis* describe una típica J invertida propia de bosques naturales. El patrón de distribución para las plántulas mantiene un comportamiento diferenciado y aunque para ambas especies se reportan altos índices de infección por lianas, es evidente que los principales problemas demográficos se concentraron en el estadio de plántula generado por altas tasas de mortalidad.

## **Abstract**

The work was done in the Zonal Conservation Unit Santo Domingo in order to characterize the structural indicators associated vegetation and demographic parameters of *Juglans jamaicensis* and *Huertea cubensis*. For which transects 10 x 50 (500 m<sup>2</sup>) were performed, measuring all trees larger than 10 cm in diameter at 1.30 and subplots of 10 x 5 (50 m<sup>2</sup>) other of 5 x 5 (25 m<sup>2</sup>) were nested taking into individuals has between 5 and 9, 9 cm in diameter, and those found in the range of 30 cm to 4, 99 cm in diameter respectively. For demographic analysis took into account the diameter structure, distribution of seedlings and indicators such as mortality rate, Recruitment and Exchange rate. The flora was represented by 2479 individuals of 75 species, 67 genera and 41 families. The relative abundance expressed that there is a marked difference between the associated species; altitude variables being the most outstanding contribution to the spatial clustering of plots and species at the site *Huertea* develops. The diametric structure of *Juglans jamaicensis* and *Huertea cubensis* describes a typical own inverted J natural forests. The distribution pattern for seedlings maintained a differentiated behavior for both species but high rates of infection are reported lianas, it is clear that the main demographic problems were concentrated in the seedling stage generated by high mortality rates.

## Índice

<b>Introducción.....</b>	<b>1</b>
<b>Capítulo I.- Revisión bibliográfica.....</b>	<b>5</b>
1.1.- Aspectos dendrológicos de <i>Huetea cubensis</i> y <i>Juglans jamaicensis</i> .....	5
1.2.- Conservación de especies forestales .....	10
1.2.1.- Conservación de especies amenazadas .....	11
1.3.- Las áreas protegidas como instrumentos de la conservación del patrimonio natural.....	12
1.3.1.- Generalidades sobre el área protegida: Parque Nacional Turquino ....	13
1.4.- Bosques siempreverde mesófilos.....	14
1.5.- Análisis florísticos y estructurales.....	15
<b>Capítulo II. Materiales y métodos.....</b>	<b>19</b>
2.1.- Caracterización físico - geográfica de la unidad zonal de conservación Santo Domingo .....	19
2.2.- Selección y tamaño de la muestra.....	21
2.3.- Estudio de la vegetación asociada a las poblaciones de <i>Huetea cubensis</i> y <i>Juglans jamaicensis</i> .....	22
2.4.- Estructura horizontal de la comunidad.....	23
2.5.- Influencia de las variables ambientales en la distribución de <i>Huetea cubensis</i> y <i>Juglans jamaicensis</i> .....	23
2.6.- Análisis de la estructura poblacional .....	24
<b>Capítulo III.- Análisis y discusión de los resultados .....</b>	<b>26</b>
3.1.- Diversidad alfa ( $\alpha$ ) .....	27
3.2.- Diversidad beta ( $\beta$ ) .....	31
3.3.- Estructura horizontal del ecosistema .....	33
3.4.- Relación de la vegetación con variables ambientales .....	35
3.5.- Análisis poblacional de <i>Huetea cubensis</i> y <i>Juglans jamaicensis</i> .....	37
3.6.- Regeneración natural .....	39
3.7.- Análisis del parámetro infestación por bejucos.....	48
<b>Conclusiones.....</b>	<b>51</b>
<b>Recomendaciones.....</b>	<b>52</b>
<b>Bibliografía</b>	

## Introducción

América Latina en particular alberga más del 30% de las especies de plantas del mundo, muchas de las cuales son parte sustancial de las economías regionales, mientras que otras tienen relevancia económica y social a nivel global. Sin embargo, este patrimonio está en riesgo por causa de un manejo inadecuado, ligado a la falta de capacidad científica para comprender, utilizar, manejar y conservar la diversidad biológica regional (Chacón *et al.*, 2011).

Según la UNESCO (1980) citado por Melo y Vargas (2003), los bosques pueden estudiarse desde el punto de vista de su organización, es decir, de la forma en que están constituidos, de su arquitectura y de las estructuras subyacentes, tras la mezcla aparentemente desordenada de los árboles y las especies, entendiendo por tales, la geometría de las poblaciones y las leyes que rigen sus conjuntos en particular.

La palabra estructura se ha empleado en diversos contextos para describir agregados que parecen seguir ciertas leyes matemáticas; así ocurre con las distribuciones de diámetros normales y alturas, la distribución espacial de árboles y especies, la diversidad florística y de las asociaciones; por consiguiente puede hablarse de estructura de diámetros, de alturas, de copas, de estructuras espaciales, etc., por lo que resulta claro que el significado biológico de los fenómenos del bosque, expresados por formulaciones matemáticas, constituye la base fundamental de los estudios estructurales (Melo y Vargas, 2003).

En este sentido Lamprecht (1990), citado por Rivera, *et al.*, (2010) establece que para determinar el estado de una población se requiere la siguiente información dasonómica-silvicultural a niveles cuantitativos: a) la especie arbórea, esto según el número de individuos (abundancia), según la distribución horizontal (frecuencia) y según las dimensiones ( $DAP \geq 10$ ); b) la posición sociológica y la estructura vertical que ocupa; c) la calidad del árbol (fuste, copa); d) la regeneración, además de conformación de la copa y recepción de luz, condiciones del follaje, las flores, los frutos y otros aspectos fenológicos y, e) la vitalidad de cada individuo.



Al mismo tiempo Grombone *et al.*, (1990) plantea que los estudios ecológicos son de máxima importancia para la caracterización del papel ejercido por cada especie dentro de la fitocenosis y también contribuyen de forma decisiva a la indicación de los estadios sucesionales, así como para mejorar la evaluación de la influencia de los factores de clima, suelo y acciones antrópicas en las comunidades vegetales.

Del mismo modo Aguirre y Yaguana (2012), señalan que en todo estudio de vegetación de un ecosistema es importante ir un poco más allá de los típicos inventarios que únicamente dan datos cualitativos de la existencia de flora en los diferentes tipos de vegetación. Los listados de especies que crecen en un área, no tienen mayor utilidad para planificar el manejo. Por eso la tendencia actual es cuantificar la información florística mediante el muestreo de las diferentes categorías de cobertura vegetal (ecosistemas). Con los datos del muestreo se pueden obtener parámetros estructurales: densidad, abundancia, dominancia, frecuencia, índice de valor de importancia e índices de diversidad y similitud que permiten medir la diversidad e interpretar el real estado de conservación de la flora de un sector determinado.

Es por ello que Mostacedo, *et al.*, (2009), plantean que mientras mayor información ecológica se tenga tanto del área de manejo como de las especies que la componen, mejor será el diagnóstico a establecerse.

Siendo evidente el papel que juegan estos estudios en la conservación de especies en riesgo. Matos (2006), confirma que en la preservación del fondo genético de poblaciones silvestres juegan un papel importante las investigaciones y el manejo de especies en extinción, los que constituyen una actividad compleja y costosa que no puede acometerse de forma masiva; por lo que resulta imprescindible la adquisición del conocimiento teórico y metodológico, que permita a los ejecutores de estos proyectos.

Aunque son muchas las técnicas utilizadas para la evaluación del estado de las poblaciones de especies amenazadas, para tener un conocimiento general del taxón hay que estudiarlo desde diferentes perspectivas. Según Picó y Quintana (2005), estudios sobre biología reproductiva, genética, demografía, autoecología,

etc., son necesarios para una mejor comprensión de las especies y por lo tanto una mejor gestión.

Teniendo en cuenta que parte de la problemática al momento de establecer criterios de conservación está dada por la falta de información acertada y oportuna, algunas personas han propuesto la utilización de un enfoque multi-específico conocido como especies focales (Lambeck 1997). Este enfoque permite agrupar a un conjunto de especies que poseen ciertas características especiales que las hacen particularmente susceptibles a los cambios negativos en su hábitat o amenazas a su supervivencia (Kattan *et al.*, 2008).

La lista Roja de la Flora Vascular de Cuba (Berazaín *et al.*, 2005), expone la situación real del estado de conservación del 20% de la flora nacional, al compilar la evaluación de 1414 taxones, entre los taxones analizados se encuentra *Huerteia cubensis* Griseb y *Juglans jamaicensis* C. DC, especies autóctonas de Cuba.

Estos mismos autores refiere que estas especies se encuentran en peligro crítico de extinción con las siguientes amenazas actuales: reducción de las poblaciones, fragmentación del área de ocupación así como disminución continua del número de localidades o subpoblaciones y de individuos maduros en el área de ocupación.

Por otro lado la Ley Forestal en la Sección séptima “Prohibiciones y limitaciones de talas” dispone en el artículo 96 que los árboles de *Huerteia cubensis* que tengan menos de 30 centímetros de diámetro a 1,30 m de altura no pueden aprovecharse. De acuerdo a la categoría que ostenta la especie en la lista Roja de la Flora Vascular de Cuba debería estar completamente vedada como *Juglans jamaicensis*.

Sin embargo, la experiencia ha demostrado que el mero hecho de declarar a una especie como legalmente protegida, dada la escasez de sus existencias físicas, si bien constituye un paso de avance, no es suficiente para garantizar su recuperación como población biológica (Álvarez *et al.*, 2006).

Según Lastres (2011), en el Parque Nacional Turquino se han realizados varios trabajos científicos por diferentes instituciones nacionales y extranjeras encaminados a la descripción y ecología de la flora presente, pero

lamentablemente de estos resultados no ha quedado evidencia. En el proyecto titulado "Santo Domingo por la conservación y la biodiversidad del área protegida Parque Nacional Turquino", en el 2009, se plantea la recuperación de especies autóctonas como cedro, palma, roble, sabicú, etc. Sin embargo especies como las referidas en la investigación no se tienen en cuenta.

Por lo anteriormente expuesto, la investigación parte de la siguiente estructura del diseño a partir de los elementos esenciales del mismo:

**Problema:** ¿Cómo se comportan la estructura poblacional de *Huetea cubensis* Griseb., y *Juglans jamaicensis* C. DC., respecto a la vegetación asociada y variables topográficas del medio, en la Unidad Zonal de Conservación Santo Domingo, Parque Nacional Turquino?

**Objeto de estudio:** Estructura poblacional de *Huetea cubensis* Griseb., y *Juglans jamaicensis* C. DC.

**Campo de acción:** Indicadores estructurales de la vegetación y demográficos de *Huetea cubensis* y *Juglans jamaicensis*

**Objetivo General:** Caracterizar los indicadores estructurales de *Huetea cubensis* y *Juglans jamaicensis*

**Objetivos específicos:**

1. Analizar los parámetros estructurales de la vegetación asociada a *Huetea cubensis* y *Juglans jamaicensis*
2. Determinar el estado de la estructura poblacional de *Huetea cubensis* y *Juglans jamaicensis*

**Hipótesis:** La vegetación asociada así como los indicadores demográficos repercuten en la estructura poblacional de *Huetea cubensis* Griseb., y *Juglans jamaicensis* C. DC., en la unidad de conservación Santo Domingo, Parque Nacional Turquino.

## Capítulo I.- Revisión bibliográfica

### 1.1.- Aspectos dendrológicos de *Huertia cubensis* y *Juglans jamaicensis*

***Huertia cubensis* Griseb**, especie de la familia *Staphyleaceae*, denominada comúnmente como nogalillo por Roig, (1965) o cedrillo en centro América. Según Alvarado *et al.*, (2003) se caracteriza como: árbol de mediano a grande alcanzando en su estado de madurez hasta 30 m en altura y 100 cm en diámetro. Su troza es recta, cilíndrica, base con gambas aliformes o rectas simples, grandes, copa umbelada o largamente redondeada, follaje bastante claro y abierto, con ramas oblicuo-ascendentes. Corteza gris parduzca a café oscura, áspera, en partes fisurada y con anastomosis agrietado alargado, formando en la corteza un rasgo muy típico. Es preciso aclarar que toda la información referida a la caracterización y manejo de la especie procede de Honduras, específicamente de la Escuela Nacional de Ciencias Forestales (ESNACIFOR).

Las hojas imparipinnadas, alternas. Pecíolo y raquis de 35 a 45 cm de largo. Pecíolo de 10 a 14 cm de largo, cilíndrico, glabro. Base pulvinada, raquis cilíndrico y delgado. Pecíolo cerca de 1 cm de largo, retorcido en el ápice, pulvinados a ambos extremos. Estípulas caducas. De 7 a 12 pares de hojuelas opuestas, más uno terminal. Lámina lanceolada u oblonga-lanceolada, de 12 a 18 cm de largo y de 3 a 5 cm de ancho, ápice acuminado, base asimétrico-obtusa, márgenes cerrados y la presencia de una glándula en la punta de cada diente. El haz verde oscuro y lustroso, el envés verde pálido. Retículos de venas visibles por abajo.

Las flores en panículas axilares; flores blanco verdosas, pequeñas. Flores observadas de marzo a junio y los frutos son una drupa ovoide, que en su madurez fisiológica son de color rojo púrpura a morado, los cuales contienen una semilla de color café claro con un tamaño promedio de 0,5 cm de diámetro. Su maduración ocurre entre los meses de junio a octubre. En Cuba no existen registros acerca de las fechas de madurez de los frutos.

Las semillas son globosas, café claro-oscuro. Pierden fácilmente su viabilidad cuando se almacenan por más de 15 días. Un kilogramo contiene aproximadamente 4000 semillas. En este sentido Hernández *et al*, (2000) durante

la realización del proyecto, PD 8/92: REV.2 (F) "Estudio de crecimiento de especies nativas de interés comercial en Honduras", manifiestan que el número de semillas frescas en un kilogramo no excede las 400, información ratificada por Álvarez *et al.*, (2006), citando la ficha técnica publicada por el CATIE (2004) referida a la especie.

Se distribuye sólo para Perú y Colombia en Suramérica, en Las Antillas, para Cuba y República Dominicana y ha sido reportada para Honduras y Centroamérica por primera vez en 1979.

En Honduras es reportada para bosques tropicales muy húmedos, desde los 100 hasta los 800 msnm.

Álvarez *et al.*, (2006), expresan que esta especie habita en montes semicaducifolios sobre suelo calizo en Cuba; Roig (1965), para referirse al nombre vulgar de *Huertea* o sea "nogalillo", plantea que así llaman en las montañas de San Cristóbal, Pinar del Río a un arbusto que tiene las hojas parecidas al nogal y crece en los mismos lugares que él.

Al analizar los factores determinantes para la propagación de la especie, se determinó que esta especie fructifica una vez por año, presentando sus frutos entre los meses de junio a octubre, con mayor concentración de agosto a septiembre. La recolección de frutos se realiza escalando directamente el árbol, el cual es moderadamente fácil de escalar; debe de utilizarse el equipo adecuado y una podadora para cortar los frutos maduros, ya que no existe una maduración uniforme de los mismos, lo que dificulta su recolección.

Una vez recolectados los frutos son transportados en sacos de yute hacia el sitio donde se hará un maceramiento de la pulpa para la extracción de la semilla y seguidamente se lava con agua a temperatura ambiente, para luego secarlas bajo techo con suficiente ventilación y ligera radiación solar.

Respecto a la calidad física Alvarado *et al.*, (2003) refieren que un fruto contiene una sola semilla, las cuales poseen una capacidad germinativa de 67 a 86%. Actualmente se realizan estudios de calidad física y de viabilidad de las semillas

de esta especie. En forma natural la semilla es dispersada desde los árboles por animales y por efecto de gravedad.

Las semillas de esta especie pierden rápidamente su viabilidad y a temperatura ambiente, después de 20 días de recolectada, la semilla tiende a comprimirse. En este sentido también se realizan ensayos de duración de la viabilidad a temperatura controlada en el banco de semillas de ESNACIFOR.

Para la producción en vivero es recomendable sembrar las semillas en camas o cajas germinadoras provistas de sustrato de arena tamizada, la cual debe desinfectarse con agua caliente.

La siembra se realiza a una distancia de 1 cm entre posturas y de 6 cm entre líneas, a una profundidad de 0,5 a 1 cm. La germinación comienza a los 16 días y se prolonga hasta los 57 días después de la siembra. Los ensayos pre-germinativos realizados hasta el momento recomiendan la sumersión de las semillas en agua por un período de 48 horas; presentando mayor rapidez y porcentaje de germinación (86%) (Alvarado *et al.*, 2003).

El repique se realiza entre los 31 y 60 días, o cuando las plántulas presentan dos pares de hojas verdaderas, preferiblemente en las primeras horas de la mañana o últimas de la tarde. Antes del repique debe aplicarse un riego por aspersión a las cajas germinadoras para facilitar la extracción de las plántulas y evitar daños en el sistema radicular, y otro riego inmediatamente después del repique para obtener mayor prendimiento.

Después del repique, las plántulas permanecen bajo umbráculos con una sombra promedio de 50%; después de dos o tres meses son trasladadas al área de lignificación en la cual permanecen de dos a tres meses.

Los riegos se aplican por aspersión, diariamente, preferiblemente por la mañana; debiendo intercalarlos en el área de lignificación y suprimiéndolos 15 días antes de ser trasladadas al área de plantación; con esto se logra obtener plantas resistentes y un mayor prendimiento.

La Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza lo ubica en la categoría de Vulnerable, sin embargo Berazaín *et al.*, (2005), para Cuba la reportan en Peligro Crítico. En el II Taller para la categorización árboles cubanos celebrado en la Ciudad de la Habana del 11 al 13 de mayo del 2004, se corrobora que aunque esta especie ha sido reportada en todo el archipiélago solo se ha visto en Pico Potrerillo. Aguilar *et al.*, (2014) reportan la presencia de *Huertea cubensis* y *Juglans jamaicensis* en el bosque siempreverde mesófilo de la unidad zonal de conservación Santo Domingo del Parque Nacional Turquino.

Hernández *et al.*, (2000) plantea como usos fundamentales de la especie: construcciones de muebles, carpintería fina, artesanías, chapas y contrachapados, ebanistería, tornería. Considerando además que esta madera podría ser considerada sustituta del cedro, por su densidad, color y dureza, de modo que se puede utilizar para los mismos fines: muebles finos, lineales y torneados, puertas, ventanas, chapas decorativas, artesanías, molduras, ebanistería, tornería y carpintería en general. Por la baja resistencia que presenta en sus propiedades mecánicas, se recomienda utilizar en marcos para ventanas y puertas, o sea, en elementos estructurales que soporten cargas livianas.

***Juglans jamaicensis*** C. DC., conocido como nogal en español y como West Indian walnut en inglés, es un árbol raro de los bosques húmedos montanos de Cuba, la islas de Española y Puerto Rico. Este árbol de tamaño mediano produce unas flores pequeñas y verdes, una nuez comestible y una madera muy atractiva (Francis y Alemañy, 1994).

Betancourt (1983), refiere que esta especie presenta hojas compuestas, folíolos aovados, oblongos, acuminados con la base oblicuamente sub-acorazonada, lampiñas en la cara superior, pecíolo, raquis y ramillas, rojo-pubescentes, flor femenina solitaria, largamente pedunculada, suspendidas por una bráctea lampiña cáliz diminuto y drupa globoso.

Esta distribuida en La Española y en Cuba Central y Cuba Oriental, principalmente en bosques semidecíduos de montaña, hasta los 900 msnm, y a lo largo de vías de agua, mayormente en sustratos básicos (Leiva *et al.*, 2002). Otros reportes de

Rodríguez *et al.*, (2015) refieren que en las condiciones de la Sierra Maestra este árbol alcanza alturas de hasta 1 266 msnm, donde los suelos predominantes son de reacción ácida.

Los mismos autores indican que en el Parque Nacional Turquino (PNT) la especie se encuentra formando grupos de pocos árboles con escasa regeneración, y con indicios de extracción antrópica por la calidad de la madera. Mientras Lastres *et al.*, (2011) afirman que el cultivo del café y los deslizamientos de tierra han afectado su vegetación acompañante.

En este sentido Francis y Alemañy (1994) plantean que se desconoce cuáles fueron los socios originales del nogal en los bosques primarios. Las especies forestales secundarias observadas creciendo en asociación con el nogal en un área cerca de Jarabacoa en la República Dominicana, en la isla de Española, incluyeron a: *Alchornea latifolia* Sw., *Cecropia schreberiana* Miq., *Cedrela odorata* L., *Citrus aurantium* L., *C. sinensis* Osbeck, *Coffea arabica* L., *Dendropanax arboreus* (L.) Decne y Planch., *Guarea guidonia* (L.) Sleumer, *Inga laurina* (Sw.) Willd., *I. vera* Willd., *Pinus occidentalis* Sw., *Solanum rugosum* Dunal y *Syzygium jambos* (L.) Alston. El único rodal que queda en Puerto Rico fue previamente un cafetal con por lo menos algunas especies de árboles nativos conservados para sombra. Entre los presentes socios importantes se encuentran *Cecropia schreberiana*, *Cedrela odorata*, *Cordia alliodora* (Ruiz y Pav.) Oken, *Dendropanax arboreus*, *Inga vera*, *Ocotea* sp. y *Schefflera morototoni* (Aubl.) Maguire y Al.

Estos autores también expresan que las semillas frescas probablemente requieren de una maduración posterior por un período de 3 meses o más antes de germinar. Una muestra de semillas que habían estado sobre la superficie del bosque por un período desconocido de tiempo comenzó a germinar 41 días después de la siembra; se obtuvo una germinación del 40 por ciento. El 51 por ciento de una muestra procedente de Cuba germinó dentro de un período de 90 días después de la siembra.

Rodríguez y Aguilar (2013) en un experimento ubicado en la Unidad Docente de Ingeniería Forestal de la Universidad de Granma, describen que la germinación



comenzó a los 5 días y alcanzó un 57,4%, mostrando un comportamiento errátil. El 7% de las semillas utilizadas no habían germinado a los 90 días, estando aún viables, mientras que el 38% de las semillas utilizadas presentaron el embrión muerto.

La mayoría de los autores consultados refieren que el nogal es intolerante a la sombra y las plántulas sobreviven por solamente 1 año en el sotobosque sombreado en ausencia de la liberación. Rodríguez *et al.*, (2015) ratifican que la tasa de cambio de la población y tasa finita de crecimiento natural, reflejan alta mortalidad en el estadio de plántulas como fase vulnerable del ciclo de vida de la especie, e indican un reclutamiento y estabilidad poblacional no favorable.

Sobre sus usos Francis y Alemañy, (1994), aseveran que la madera del nogal es casi idéntica a la de *J. nigra*, una de las maderas para muebles y artesanías más finas y caras en el mundo. Dos árboles muestreados con taladro por los autores en Puerto Rico tuvieron un duramen de un color marrón gris oscuro, con unas densidades de 0,60 y 0,69 g por cm<sup>3</sup>. Debido a su rareza, no se han aserrado maderos de nogal en años recientes. Sin embargo, las plantaciones futuras podrían proveer de una madera de calidad excepcional para artesanías y la manufactura de muebles finos.

La Lista Roja de la Flora Vascular Cubana y la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza la reportan como en Peligro Crítico.

## **1.2.- Conservación de especies forestales**

La necesidad de conservar los recursos genéticos ha propiciado el desarrollo de nuevos proyectos y grupos de trabajo que tratan de establecer las metodologías a aplicar en una gestión forestal sostenible que favorezca la conservación de los recursos genéticos y que se convierta en un requerimiento más a cubrir en la gestión de los ecosistemas forestales. Para ello es fundamental el establecimiento de estrategias que apoyen el desarrollo de metodologías adecuadas y que se establecen como el mantenimiento de la capacidad adaptativa de las especies, mediante el mantenimiento de la estrategia reproductiva y sus niveles de

diversidad genética en el rango de existencia de la especie. Estas estrategias han de apoyarse en aspectos legislativos, de coordinación y científicos (Alba, 2000).

Villa y Benoit (2005) plantean que como consecuencia del uso incontrolado de la vegetación y la consiguiente transformación del paisaje natural, actualmente, en el ámbito nacional e internacional, existen serios problemas derivados de la importante disminución de las masas vegetales naturales, lo que guarda relación con la extinción de especies, la erosión incontrolada, la desertificación y el aumento de la contaminación.

Argumentando además que la mejor estrategia para la protección de la diversidad biológica a largo plazo es la preservación de las comunidades naturales y poblaciones silvestres, método conocido como conservación *in situ* o preservación en el sitio. Sólo en las comunidades naturales es posible que una especie mantenga sus interacciones ecológicas y continúe sus procesos evolutivos. Además, únicamente las poblaciones silvestres son lo bastante numerosas y diversas como para prevenir la pérdida de la variabilidad genética.

Alía *et al.*, (1999), agregan que de forma general, el desarrollo de una estrategia de conservación, debe considerar los siguientes aspectos:

- Elección de las poblaciones que es preciso salvaguardar: definición, integración y aplicación de las posibles actuaciones complementarias de conservación *in situ* y *ex situ*.
- Medidas y normas que serían convenientes para facilitar el desarrollo y aplicación de esta estrategia como parte de los programas de conservación nacional.

### **1.2.1.- Conservación de especies amenazadas**

La conservación es una ciencia cuyos principios están encaminados básicamente al inventario, protección, uso sostenible y restauración de la naturaleza, así como sus recursos naturales. Entre esos recursos naturales se encuentran la flora y fauna de un país o región determinados (Berovides y Gerhatrz, 2009).

El desarrollo de estrategias de conservación y gestión para especies amenazadas se basa en estimaciones de la dinámica y la viabilidad de las poblaciones que se pretenden conservar. Los análisis de viabilidad poblacional proporcionan información sobre los efectos de diferentes grados de variabilidad ambiental (fluctuaciones climatológicas, presencia de polinizadores, herbívoros, y otros) en la probabilidad media de extinción de las poblaciones o las tasas vitales (es decir, reclutamiento, crecimiento, fecundidad, y supervivencia) que más contribuyen a la tasa de crecimiento poblacional. Esto resulta determinante para la planificación adecuada de estrategias de conservación (Caswell, 2001).

Roger (2002), aborda que las acciones de un plan de conservación, como componente de las estrategias de conservación deben estar orientadas a controlar y rehabilitar áreas frágiles o en estado avanzado de erosión, buscando ajustes o reorientaciones de los dispositivos legales y el fortalecimiento institucional en materia de recursos naturales y cuencas hidrográficas.

Los planes de conservación tendrán mayor validez cuanto más realista sean y que a su vez dependan del grado de conocimiento que se tenga del sistema que se quiere conservar y la participación de la comunidad local (Picó, 2003).

Álvarez (1998) citado por García (2006), plantea que en Cuba la conservación se aborda en cuatro dimensiones con las especies arbóreas forestales, ecosistemas y en menor escala las poblaciones, procedencias, e individuos. Con respecto a los ecosistemas, son conservados mediante el Sistema Nacional de Áreas Protegidas cuya administración está compartida actualmente por el Ministerio de la Agricultura y el Ministerio de Ciencia Tecnología y Medio Ambiente.

### **1.3.- Las áreas protegidas como instrumentos de la conservación del patrimonio natural**

Según el CITMA (2004) las áreas protegidas son territorios de acuerdo con la legislación que están especialmente consagradas a la protección de los valores originales de la diversidad biológica, los paisajes y el patrimonio cultural asociado con estos. Las áreas protegidas a diferencia de la vía de conservación *ex situ* tratan de amparar los valores del patrimonio en el propio sitio donde se hallan de

manera natural. Ellas atesoran los valores más representativos y sobresalientes del mismo, lo cual para lograr sus objetivos de conservación estas se organizan en un sistema donde son clasificadas en categorías de acuerdo con objetivos generales y al tipo de actividades de manejo y uso de los recursos que se admiten en ellas.

Las áreas protegidas son partes determinadas del territorio nacional, en algunos casos de relevancia internacional, especialmente consagradas, mediante un manejo eficaz, a la protección y mantenimiento de la diversidad biológica y los recursos naturales, históricos y culturales asociados, a fin de alcanzar objetivos específicos de conservación y uso sostenible.

El Sistema Nacional de Áreas Protegidas tiene como misión asegurar la conservación de los valores naturales más representativos del país con énfasis en la biodiversidad garantizando la estabilidad ecológica y el uso sostenible de los mismos, así como la protección de los valores históricos-culturales asociados.

#### **1.3.1.- Generalidades sobre el área protegida: Parque Nacional Turquino**

El Parque Nacional turquino (PNT), creado en 1991, ubicado en la Sierra Maestra donde radican los bosques pluviales montanos, condición que comparte con el macizo de Guamuhaya (Capote y Berazaín, 1984; Del Risco, 1995 y Reyes, 2006) es una de las áreas protegidas que alberga gran parte de la diversidad biológica cubana por la riqueza de especies de fauna y flora que en él habitan y el alto grado de endemismo de estas, además de resaltar desde el punto de vista orográfico el Pico Turquino: 1 974 msnm, considerado la mayor elevación de Cuba (Lastres *et al.*, 2011).

Esta área protegida junto a al colindante Parque Nacional La Bayamesa, constituye el principal núcleo de biodiversidad de la Sierra Maestra (Maceira *et al.*, 2005) y es reconocido entre los más principales en todo el Caribe insular. Los tipos de bosque que lo caracterizan son: pluvisilva de montaña, semicaducifolio sobre suelo calizo, Monte Nublado y Monte Fresco. No obstante a los valores reconocidos es una de las áreas protegidas de Cuba menos estudiadas, por lo que

se hace necesario el desarrollo de acciones que permitan conocer mejor los objetos de conservación y elaborar planes de manejo más efectivos.

Uno de los problemas ambientales identificados en esta área protegida es la pérdida de diversidad biológica reportándose especies amenazadas como *Juglans jamaicensis*, *Juniperus saxicola* Britton y P. Wilson y *Protium cubense* (Rose) Urb. (Lastres *et al.*, 2011).

En este parque se han realizados cuantiosos trabajos científicos, por diferentes instituciones nacionales y extranjeras, encaminados a la descripción y conocimientos de la Biología y Ecología de la flora, sin embargo Lastres *et al.*, (2011), alegan falta de investigaciones que evalúen la distribución, estructura y composición de la vegetación, en aquellos ambientes con especies amenazadas.

La conservación de la flora y la fauna así como el control de la erosión son las funciones principales del trabajo que se realiza en el Parque, de igual forma la flora y vegetación que se distribuye en un gradiente altitudinal en el mismo, amerita una atención principal pues son la base para la salvaguarda del patrimonio forestal e histórico en el macizo montañoso Sierra Maestra. Explicar algunas características de los bosques y de las formaciones arbóreas más emblemáticas del mismo se considera necesario para ubicar las condiciones donde se desarrolla *Juglans jamaicensis* y *Huerteia cubensis*.

#### **1.4.- Bosques siempreverde mesófilos**

Los bosques siempreverdes son bosques latifolios perennifolios o con menos del 30% de especies arbóreas superiores caducifolias, con poca abundancia de epifitas y mayor abundancia de trepadoras. La variante siempreverde mesófilo ocupa alturas submontanas entre 300 - 800 m.s.n.m, con árboles de hojas mayores de 13 cm, un estrato de árboles hasta 25 m y árboles emergentes hasta 30 m (Berazaín *et al.*, 2005).

Generalmente ocupan las áreas premontanas con lluvias entre 1 500 y 2 000 mm (Reyes y Acosta, 2011). Son bosques frecuentemente estratificados y florísticamente ricos; fueron denominados Manacales por León (1946) y

Canelones por Samek (1974). En su parte superior transición a las Pluvsilvas montanas y en la inferior a los Bosques semidecuidos mesófilos.

Por su parte Reyes (2012) expone como principales características de esta formación forestal en la Sierra Maestra, las siguientes: se desarrolla a partir de los 500 a 550 m.s.n.m. en la vertiente Sur y entre 400 y 450 m.s.n.m. en la vertiente Norte, hasta encontrarse con la Pluvsilva montana. En ocasiones se encuentran a niveles más bajos, en zonas protegidas y húmedas donde la precipitación es mayor de 1 600 mm.

Los suelos predominantes que sustentan esta formación son pardos en las partes bajas y ferralíticos rojo lixiviados, en las superiores. De acuerdo a la diferencia de altitud en que se desarrollan estos bosques, las temperaturas medias anuales fluctúan entre 21,3 y 23,10 °C.. La lluvia oscila de 1 200 a 1 800 mm; el período lluvioso es de mayo a octubre y el menos lluvioso de noviembre a abril. La humedad relativa fluctúa durante el año entre 77 y 85% a los 500 m.s.n.m. y los 84 a 92% en la parte superior de esta formación (Montenegro, 1991). Esto contribuye naturalmente al grado de epifitismo presente.

El estrato arbóreo dominante varía localmente entre 15 - 20 y 25 m; a veces se encuentra un segundo estrato arbóreo de alrededor de 10 m de altura. Las especies más frecuentes son: *Allophylus cominia* (L.) Sw., *Chionanthus domingensis* Lam., *Clusia rosea* Jacq., *Cupania americana* L., *Dendropanax arboreus* (L.) Decne. & Planch., *Guarea guidonia* (L.) Sleumer, *Ocotea leucoxylon* (Sw.) Laness., *Oxandra laurifolia* (Sw.) A. Rich., *Pseudolmedia spuria* (Sw.) Griseb., *Sapium jamaicense* Sw., *Trophis racemosa* (L.) Urb., *Zanthoxylum martinicense* (Lam.) DC. En el estrato arbustivo son abundantes *Myrcia feniziana* O. Berg, *Piper* sp., *Psychotria* sp., *Urera baccifera* (L.) Gaudich. ex Wedd. y plántulas de las especies arbóreas. El estrato herbáceo está compuesto principalmente por helechos de los géneros *Anemia*, *Thelypteris*, *Arachnoides*, *Tectaria*, *Diplazium*, *Blechnum*, *Bolbitis* y *Pteridium* (Sánchez, 2007).

### **1.5.- Análisis florísticos y estructurales**

Los bosques son el mayor reservorio de especies, hábitat y diversidad genética y las actividades en estos tendrán un impacto significativo en la diversidad local, regional y global así como en la salud y en el funcionamiento de los ecosistemas naturales (Kimmins, 1997).

Muchos bosques perturbados requieren intervención para mantener su biodiversidad, productividad y sostenibilidad (Kumar *et al.*, 2002). El estudio de la diversidad de especies y los patrones de distribución es importante para evaluar la complejidad y los recursos de los mismos (Kumar *et al.*, 2006). El inventario florístico es un prerequisite necesario para la mayoría de las investigaciones fundamentales en ecología de las comunidades tropicales, tales como la modelación de patrones de diversidad de especies o de la distribución de las especies (Phillips *et al.*, 2003).

La evaluación de la diversidad florística se ha tratado a nivel local y regional para determinar el estatus presente y hacer efectivo el manejo de estrategias para la conservación (Jayakumar *et al.*, 2011)

La mayoría de los estudios florísticos se han focalizado en el inventario (Sagar *et al.*, 2003; Padalia *et al.*, 2004; Appolinario *et al.*, 2005). A través de los análisis florísticos se han estudiado también, la intensidad de los disturbios sobre la regeneración (Kennard *et al.*, 2002; Denslow, 1995), la evaluación fenológica (Frankie *et al.*, 1974), la comparación de la diversidad de árboles (Pitman *et al.*, 2002), el monitoreo de especies, distribución de las especies y las relaciones individuales de las especies (Condit *et al.*, 1996).

La determinación de la composición florística de los bosques (familias, géneros, especies) ayuda a caracterizar las comunidades y generar información acerca de la dinámica de los bosques naturales y su respuesta a diferentes regímenes de perturbación (Delgado *et al.*, 1997 citado por Condit *et al.*, 1996). La mayoría de estudios de composición florística se han basado en especies arbóreas por su representatividad en términos de dominancia (biomasa, abundancia, cobertura) lo que determina por lo tanto, la estructura y funcionamiento del bosque.

Los estudios ecológicos destacan que la estructura, composición y función son atributos importantes de los ecosistemas boscosos y cambian en respuesta al clima, topografía, suelos y disturbio. Estos factores, de conjunto con el proceso sucesional de la vegetación, son responsables de la variación en los atributos del bosque a nivel local y de paisaje, al producir heterogeneidad espacial (Timilsina *et al.*, 2007).

Por otra parte Guariguata y Kattan (2002) refieren que la vegetación sobre un paisaje determinado está influenciada por tres factores: la estructura geológica, los gradientes ambientales y los regímenes de perturbación natural. Sin embargo Acosta *et al.*, (2006) fundamentan que todo análisis estructural permite un estudio detallado de las comunidades vegetales y debe comprender los estudios sobre la estructura horizontal (densidad, frecuencia y dominancia).

Del mismo modo Barkman (1979), citado por Cortés (2003), identificó la estructura de la vegetación como el patrón espacial de distribución de las plantas ya que a la caracterización de una agrupación vegetal de especies leñosas se llega a través de la definición de su ordenamiento vertical y horizontal. El primer caso (ordenamiento vertical) consiste en la identificación de los estratos que presenta el grupo vegetal con la utilización básica del parámetro altura que, en conjunto con cobertura, permite un análisis complementario de la dominancia energética según la disposición vertical (Rangel y Velázquez, 1997). El ordenamiento horizontal se analiza a través de la densidad, la abundancia, el diámetro y la cobertura, entre otros.

Durante mucho tiempo el estudio de la estratificación vertical fue muy relevante por la alta diversidad de especies de diferentes tamaños y el gran número de individuos en el dosel medio, superior y emergente. De acuerdo a sus objetivos, autores como Meave *et al.*, (1992) y Chan (2010), citados por Jayakumar *et al.*, 2011, definieron la estructura vertical como la distribución de los individuos que conforman la comunidad en relación a sus alturas, cuya descripción implica el reconocimiento de estratos en los que se agrupan árboles de tamaños similares.



Por otro lado, la estructura horizontal entendida como la distribución espacial de las diferentes poblaciones e individuos está relacionada con los factores del medio ambiente. A gran escala puede estar influenciado por la altitud o por la latitud; en tanto, a pequeña escala la topografía local y la disponibilidad del agua parecen ser los principales agentes (Clark, 1998).

Como puede apreciarse los estudios florísticos y estructurales de la vegetación en todo el mundo han sido de indiscutible importancia para el conocimiento de los bosques y su funcionabilidad, así como para la toma de decisiones con respecto al manejo que debe aplicarse en ellos sin alterar el equilibrio estructural de forma brusca y simulando la trayectoria sucesional intrínseca de todo bosque frente a las perturbaciones de cualquier tipo.

## Capítulo II. Materiales y métodos

### 2.1- Caracterización físico - geográfica de la unidad zonal de conservación Santo Domingo

- Localización

La investigación se realizó en la unidad zonal de conservación Santo Domingo, dentro de la Unidad Administrativa Parque Nacional Turquino (UAPNT), perteneciente a la Empresa Nacional para la Conservación de la Flora y la Fauna del municipio Bartolomé Masó, provincia de Granma.

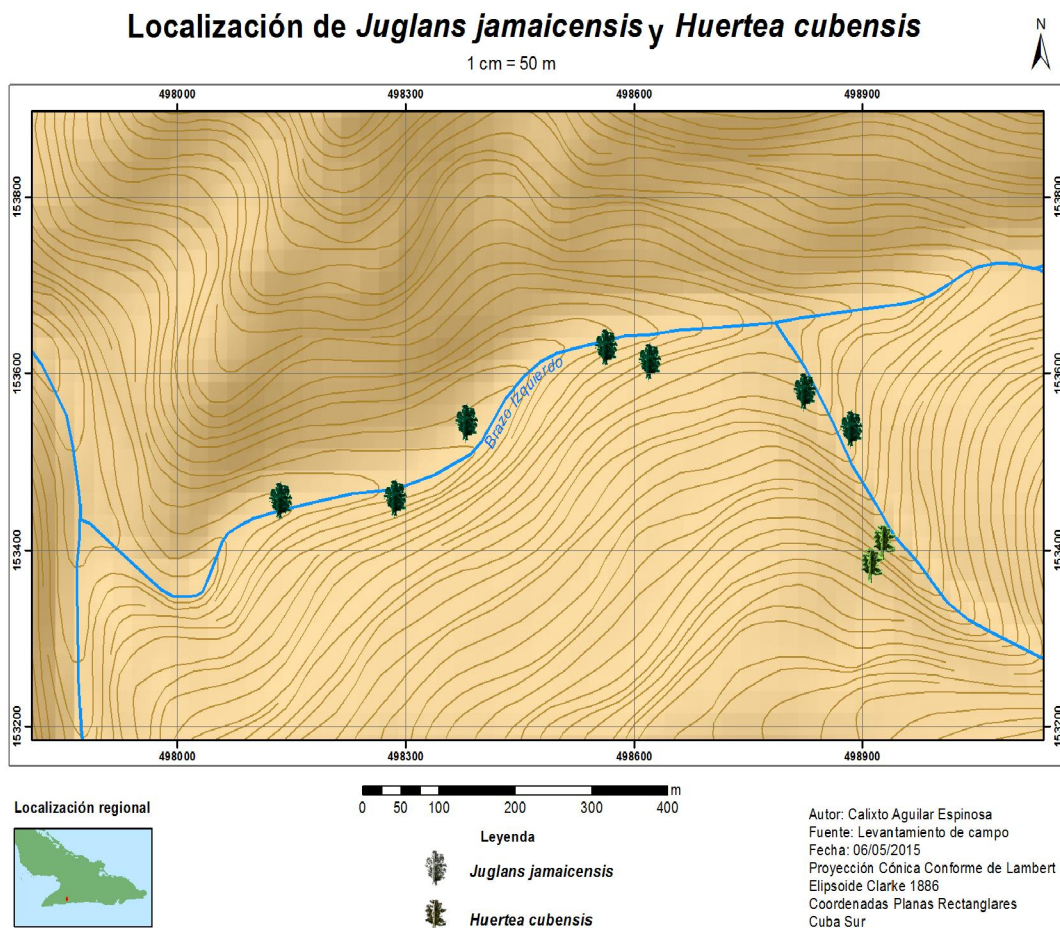


Figura 1.- Ubicación geográfica de *Huertea cubensis* y *Juglans jamaicensis*

En la figura 1 se localizan los individuos de *Huertea cubensis* y *Juglans jamaicensis* en el sector Jeringa arriba.

A partir del modelo digital del terreno 1: 25 000 que toma en consideración la clasificación de las formaciones forestales propuesta por Capote y Berazaín (1984), se determinó que el área estudiada se corresponde con un bosque siempreverde mesófilo.

En la tabla 1 se detallan aspectos relacionados con las coordenadas, exposición y altimetría de cada individuo en el mismo orden que se ubican en el mapa aguas arriba.

Tabla 1.- Coordenadas, altimetría y exposición de cada individuo dentro del bosque

Denominación	Coordenadas		Altimetría (msnm)	Exposición
	X	Y		
Nogal 1	498134,724	153453,7841	522	NW
Nogal 2	498285,4016	153456,3697	563	N
Nogal 3	498379,2572	153542,9752	539	NW
Nogal 4	498561,7469	153627,4552	590	NW
Nogal 5	498619,3894	153611,0789	615	N
Nogal 6	498822,9224	153578,0212	646	N
Nogal 7	498884,3359	153535,1759	665	NW
Nogalillo 1	498927,9224	153406,0168	762	NE
Nogalillo 2	498912,996	153379,4611	735	NE

Para georeferenciar las poblaciones de nogalillos se tomaron los puntos extremos, o sea, el de mayor y menor altitud, para evitar el solapamiento de los mismos en el mapa. Considerando el error del receptor GPS Garmin Etrex Summit empleando en levantamiento de campo.

- **Condiciones edafoclimáticas**

Al encontrarse en el grupo orográfico de mayor elevación en el país, esta zona posee un microclima característico, con bruscos cambios en algunas de sus variables meteorológicas en períodos de tiempo relativamente corto. Las condiciones climáticas responden fundamentalmente a la variación de dos parámetros, la altitud y la exposición, siendo éste el territorio de Cuba donde mejor se manifiesta la zonación vertical.

Según el mapa de suelo 1: 25 000 de la provincia de Granma, el área de estudio se encuentra ubicada sobre un suelo Pardo sin carbonato típico sobre roca ígnea intermedia. Las pendientes generadas a partir del modelo digital del terreno 1: 25 000, para el caso del nogalillo se clasifican como "Muy fuertemente inclinadas" entre 30 y 45°. Mientras que el nogal ocupa zonas, cuyas pendientes son "Fuertemente inclinadas", entre 20 y 30° respectivamente.

Viña *et al.*, (2000) en el nuevo estudio de pluviosidad, presentado a través de mapas estandarizados de Cuba plantea que para esta zona el promedio anual de precipitaciones oscila entre 2 200 y 2 600mm. El promedio de días con lluvia  $\geq$  1mm es de 100 – 140. Bajo estas condiciones pluviométricas la Humedad relativa anual a las 7 horas es de 95%, mientras que a las 13 horas fluctúa entre 71 y 75%.

## **2.2.- Selección y tamaño de la muestra**

Con la ayuda de campesinos y trabajadores del parque, se localizaron los individuos de cada especie.

Para realizar el estudio de las poblaciones de *Huertea cubensis* y *Juglans jamaicensis* se siguió un muestreo aleatorio con la ubicación de los transectos donde existen los individuos.

Para la recolección de los datos se emplearon transectos de 10 x 50 (500 m<sup>2</sup>), direccionados hacia cada punto cardinal. Donde se muestrearon las tres categorías de tamaño propuestas por Hutchinson (1990), los árboles que corresponden a los individuos con diámetro normal superior a 10 cm. Los juveniles, que corresponden a individuos con diámetro normal entre 5,0 y 9,9 cm (3 subparcelas de 5 x 5) y finalmente, se incluyen las plántulas que constituyen los individuos con alturas superiores a 30 cm y hasta 4,9 cm de diámetro normal (2 subparcelas de 2 x 2).

Tomando como referencia el criterio de Melo y Vargas (2003), para la realización de estudios auto – ecológicos, en lugar de parcelas circulares se realizaron transectos para facilitar el trabajo en las condiciones topográficas donde se realizó la investigación.

Para determinar si el número de parcelas fue suficiente se utilizó la curva de rarefacción, confeccionada por el software *EcoSim* con 1000 repeticiones, versión 7 (Gotelli y Entsminger (2003).

### **2.3.- Estudio de la vegetación asociada a las poblaciones de *Huertia cubensis* y *Juglans jamaicensis***

La identificación botánica fue realizada preliminarmente en el campo y después confirmada con la literatura apropiada: León y Alain (1946), Roig (1965), Sablón (1984), Betancourt (1983) Bisse (1988), López (2000), Leiva *et al.*, (2002), Schaarschmidt (2002), Acevedo y Strong (2012). Así como con la colección de muestras del Herbario del departamento de Ingeniería Forestal de la Universidad de Granma y del Jardín Botánico Cupaynicú.

El análisis de la diversidad se realizó con el fin de relacionar las especies compartidas en cada sitio con la presencia de *Huertia cubensis* y *Juglans jamaicensis*, mediante las curvas logarítmicas de la abundancia relativa (Log 10), recomendadas por Feinsinger (2003), debido a la cantidad de información que brindan.

Para la comparación de la riqueza y diversidad de especies entre localidades se emplearon curvas de rarefacción, técnicas basadas en procedimientos de

remuestreo aleatorio, también conocidos como métodos Monte Carlos, que se realizan sobre un conjunto de muestras que han sido tomadas en una comunidad.

El uso principal de curvas de rarefacción es la comparación de riqueza de especies entre muestras empíricas que difieren en el número total de individuos (Lee *et al.*, 2007 citado por Canto, 2013) para su confección se empleó el software *EcoSim* con 1000 repeticiones, versión 7 Gotelli y Entsminger, (2003). Este tipo de análisis se considera altamente confiable y permite comparar las métricas de biodiversidad de manera muy adecuada (Canto, 2013). A través de este método se asegura que cualquier respuesta que se detecte no sea producto de sesgos del muestreo (Cava, 2013).

La similitud o grado de asociación de las parcelas en la composición de especies arbóreas fue determinado por el análisis de conglomerados jerárquicos mediante la medida de similitud de Bray – Curtis (Magurran, 1989, citado por Moreno, 2001), con el programa PC-ORD, Versión 4.17 (McCune y Mefford, 1999).

#### **2.4.- Estructura horizontal de la comunidad**

Para el análisis de la estructura horizontal del ecosistema se determinó el valor de importancia de las especies, según la metodología sugerida por Lamprecht (1990), evaluándose mediante la determinación de los valores de abundancia absoluta y relativa, y la frecuencia absoluta y relativa de cada especie. El índice de valor de importancia de las especies (IVI) según Keels *et al.*, (1997) fue obtenido mediante la suma de los parámetros de la estructura horizontal, de acuerdo a la fórmula:

$$IVI = \text{Abundancia relativa} + \text{frecuencia relativa} \quad [1]$$

#### **2.5.- Influencia de las variables ambientales**

Para determinar la influencia de las variables sobre la vegetación se realizó con un Análisis de Correspondencia sin Tendencia (DCA) el cual definió la longitud del gradiente de los dos primeros ejes ( $< 3.0$  SD) (Ter Braak y Prentice 1988, Lepš y Šmilauer 2013). Con base en este resultado, entonces se concibió un análisis de redundancia (RDA) que explicó el patrón de ordenación de la comunidad a partir de las variables altitud, pendiente, exposición y distancia a cursos de agua y la

significancia del modelo se evaluó mediante un test de Monte Carlo (499 permutaciones). El análisis se ejecutó con las especies cuyo valor de importancia es superior al > 4% y debido a la importancia que revisten las lianas en la estructura del bosque se incluyen *Trichostigma octandrum* y *Vitis tiliifolia* para completar un total de 19 especies. Para reducir el efecto de la variación, la abundancia de los taxones y los datos ambientales, se transformaron logarítmicamente (Leira y Sabater 2005). Las variables ambientales incluidas en la ordenación fueron altitud, pendiente, exposición y distancia a cursos de agua. Este análisis se realizó empleando el programa CANOCO para Windows, versión 4.5 (Ter Braak y Smilauer 2002).

## **2.6.- Análisis de la estructura poblacional**

Lamprecht (1990), citado por Rivera, *et al.*, (2010) establece que para determinar el estado de una población se requiere la siguiente información dasonómica-silvicultural a niveles cuantitativos: a) la especie arbórea, esto según el número de individuos (abundancia), según la distribución horizontal (frecuencia) y según las dimensiones (DAP $\geq$ 10); b) la posición sociológica y la estructura vertical que ocupa; c) la calidad del árbol (fuste, copa); d) la regeneración, además de la conformación de la copa y recepción de luz, condiciones del follaje, las flores, los frutos y otros aspectos fenológicos y, d) la vitalidad de cada individuo.

La estructura diamétrica poblacional de *Juglans jamaicensis* y *Huertea cubensis* se basó en todos los individuos encontrados en las parcelas. El número de clases diamétricas para cada caso, se determinó atendiendo la metodología planteada por Lema (1995) citada por Melo y Vargas (2003), la cual indica que para fijar el rango de las clases diamétricas se emplea la siguiente fórmula:

$$n_i = 3\sqrt{N} \quad [2]$$

Para el conteo de la regeneración natural de las especies focales se mantiene el límite superior propuesto Hutchinson (1990) y se consideró el criterio de Huertas (1988), donde propone incluir las plántulas que son fisiológicamente funcionales, es decir que tienen por lo menos un par de hojas verdaderas. El periodo comprendido para el cálculo de estos parámetros fue de 2012 - 2014.

Se calculó la tasa media anual de mortalidad (Sheil *et al.*, 1995) usando la siguiente expresión:

$$TM = (1 - ((N_0 - N_m)/N_0)^{1/\Delta t}) * 100 \quad [3]$$

Donde:

$N_m$  es el número de individuos muertos de la población inicial

$N_0$  es el tamaño poblacional en el censo 2012

$\Delta t$  es el intervalo de tiempo entre censos.

Fue determinada además la tasa anual de cambios en la población o reclutamiento usando el modelo de crecimiento logarítmico estandarizado (Lieberman y Lieberman, 1987 y Condit *et al.*, 1996), mediante la siguiente fórmula:

$$r = [\ln(N_1) - \ln(N_0)] / \Delta t \quad [4]$$

Donde:

$\Delta t$  es el intervalo de tiempo entre censos

$N_0$  y  $N_1$  son los tamaños poblacionales en el censo 2011 y en censo 2013 respectivamente.

Además se calculó, la tasa finita de crecimiento natural-lambda ( $\lambda$ ) que según da Rocha (2000) puede expresar la estabilidad numérica de la población, a través de la expresión:

$$\lambda = (N_1/N_0)^{1/\Delta t}, \quad [5]$$

Para visualizar la distribución de la regeneración natural se midieron distancia y ángulo desde la base del árbol focal. Igual procedimiento se siguió para proyectar las dimensiones de la copa. Para ambos análisis se contó con la ayuda del programa AutoCad 2007.

Para determinar la infestación por bejucos se consideraron las siguientes categorías: 1. Libre de bejucos. 2. Bejucos en el fuste. 3. Bejucos en el fuste y la copa. 4. Gran densidad de bejucos en el fuste y la copa (Contreras *et al.*, 1999).



### Capítulo III.- Análisis y discusión de los resultados

El muestreo realizado para la caracterización estructural de *Huetea cubensis* y *Juglans jamaicensis*, quedó validado por la curva de rarefacción (Figura 3). Con los datos obtenidos de la abundancia y la diversidad media de especies, utilizando un estimador basado en momentos con intervalos de confianza de 95% propuestos por Gotelli y Entsminger (2003). La posición asintótica que alcanza la curva indica que la mayoría de las especies fueron registradas y por lo tanto el muestreo ha sido suficiente.

De acuerdo a la tendencia de la curva obtenida no debe incrementarse significativamente el número de especies con un muestreo mayor siendo poco probable que en las mismas condiciones ambientales se encuentren nuevas especies.

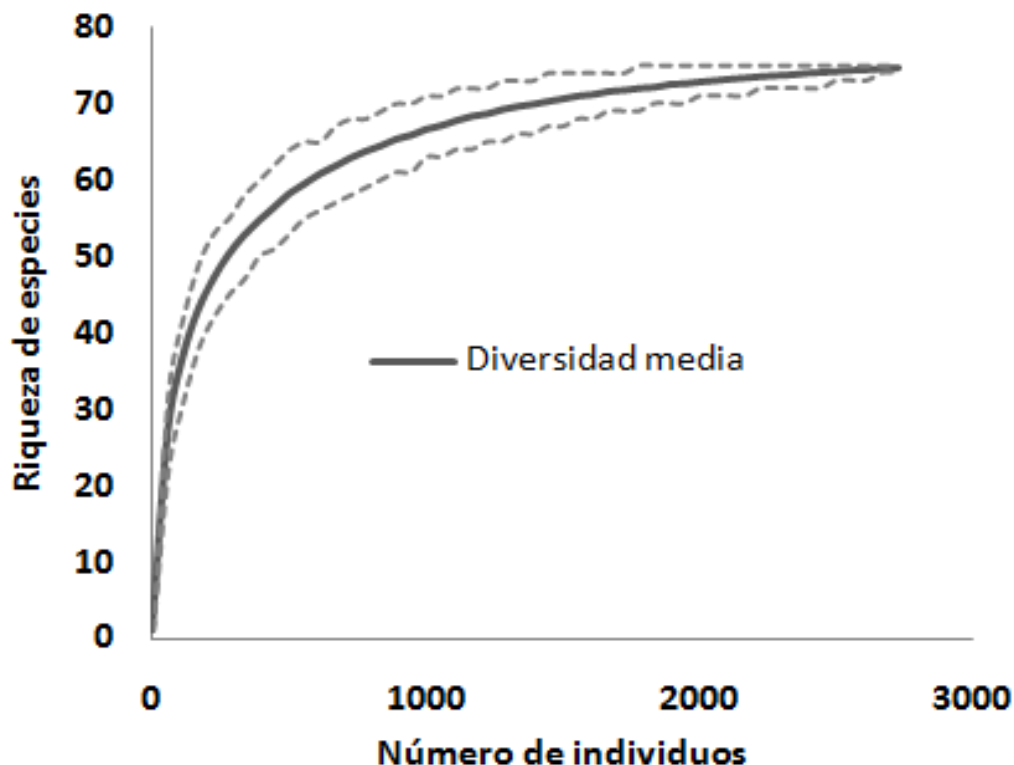


Figura 3.- Curva de rarefacción obtenida para el bosque siempreverde mesófilo de la unidad de conservación Santo Domingo.

### 3.1.- Diversidad alfa ( $\alpha$ )

- Riqueza

La flora asociada a *Juglans jamaicensis* y *Huertea cubensis* está representada por 2479 individuos de 75 especies y 67 géneros, pertenecientes a 41 familias.

La familia con mayor riqueza de especies (Figura 4), fue *Moraceae* con cuatro taxones seguida de las familias *Annonaceae*, *Fabaceae*, *Meliaceae*, *Mimosaceae*, y *Sapindaceae* que incluyen tres especies respectivamente. También se presentan las familias *Rosaceae*, *Araliaceae*, *Caesalpinaceae*, *Clusiaceae*, *Cyatheaceae*, *Euphorbiaceae*, *Flacourtiaceae*, *Lauraceae*, *Malvaceae*, *Piperaceae*, *Poaceae* y *Rutaceae* con dos especies. El resto de las familias están representadas por una especie.

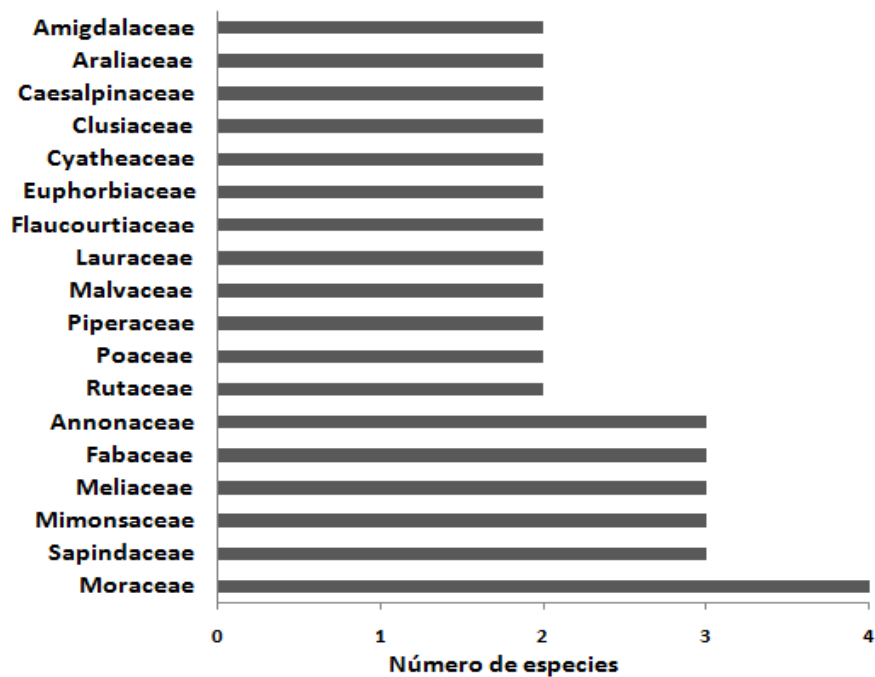


Figura 4.- Familias con mayor riqueza de especies en el bosque siempreverde mesófilo de la unidad de conservación Santo Domingo

Estudios realizados en estos bosques por Rodríguez *et al.*, (2013) en el sector Jeringa arriba perteneciente a la unidad de conservación Santo Domingo, coinciden en que las familias *Rosaceae*, *Araliaceae*, *Cyatheaceae*,

*Euphorbiaceae*, *Flacourtiaceae*, *Meliaceae*, *Moraceae*, *Sapindaceae* y *Poaceae* son las de mayor representatividad dentro del área. Reflejando que el 50% de las familias encontradas, se corresponden con la figura anterior. La diferencia radica en el tamaño de la muestra, pues los autores antes mencionados levantan 8 parcelas de 500 m<sup>2</sup>, mientras que en esta investigación se establecen un total de 40, sin variar la dimensión de las mismas.

En este sentido Mostacedo *et al.*, (2006), en estudios sobre la diversidad y composición florística en la Amazonia sudoeste de Bolivia, reportan la familia *Moraceae* como una de las mejores representadas en los tipos de bosques analizados.

Basado en la importancia que atribuye Feinsinger (2003) a los gráficos de abundancia relativa para representar la diversidad, en detrimento de los índices ecológicos; en la figura 5 se representa el comportamiento de la misma con respecto a los sitios que ocupan *Huerteia cubensis* y *Juglans jamaicensis* dentro del bosque siempreverde mesófilo de la unidad zonal de conservación Santo Domingo.

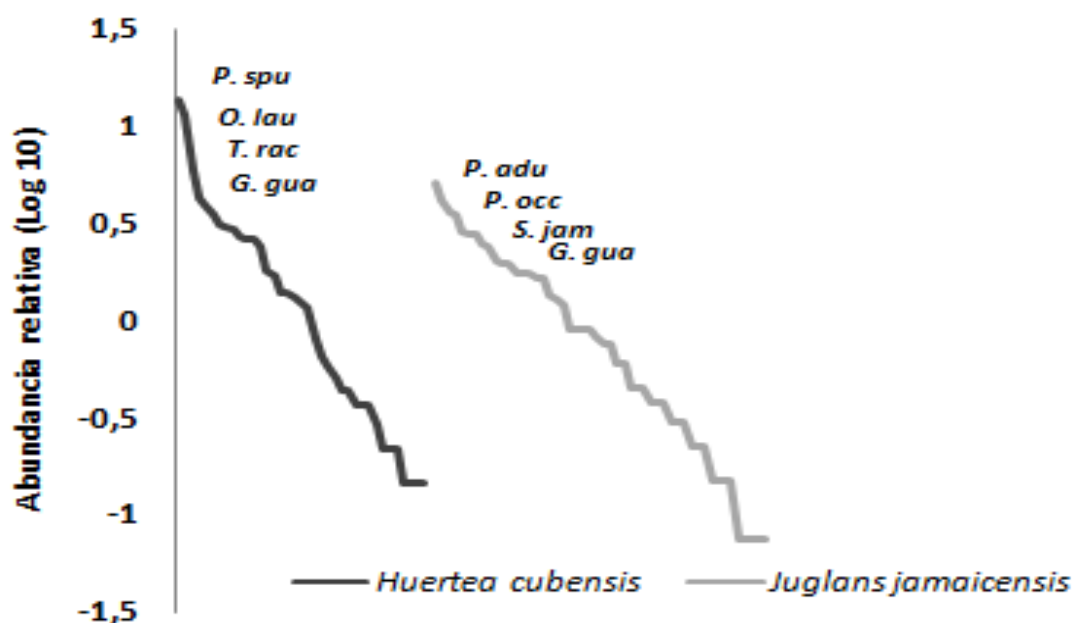


Figura 5.- Abundancia relativa en escala logarítmica (base 10), para el bosque siempreverde mesófilo con *Huerteia cubensis* y *Juglans jamaicensis*.

**Leyenda:** *Pseudolmedia spuria* (P. spu); *Oxandra laurifolia* (O. lau); *Trophis racemosa* (T. rac); *Guarea guara* (G. gua); *Piper aduncum* (P.adu); *Prunus occidentalis* (P.occ) y *Sapium jamaicensis* (S.jam)

La longitud y el ancho aumentado por la menor pendiente en la curva indica mayor diversidad para el sitio donde se desarrolla *Juglans jamaicensis*, comparado con el sitio que contiene los individuos de *Huetea cubensis*.

La secuencia en la distribución de las especies varía entre uno y otro sitio: para *Juglans*, se presentan *Piper aduncum*, *Prunus occidentalis*, *Sapium jamaicensis* y *Guarea guara* como las de mayor abundancia relativa. Mientras que con *Huetea* se encuentran otras especies como *Pseudolmedia spuria*, *Oxandra laurifolia*, *Trophis racemosa* y se repite *Guarea guara* en la cuarta posición.

Aunque desde una perspectiva diferente, estos resultados se relacionan con los expuestos por Reyes y Acosta (2011) quienes al caracterizar los bosques siempreverde mesófilos de la Sierra Maestra, reportan, que para la cuenca del río Turquino, *Guarea guara* y *Sapium jamaicensis*, debido a la abundancia que presentan llegan a constituir una nueva asociación para la ciencia.

El análisis refleja que aunque la mayor expresión de la abundancia relativa se manifestó en el sitio con *Juglans jamaicensis*, existen un grupo de especies ajenas a la formación, cuya presencia está condicionada por la acción del hombre como *Annona squamosa*, *Citrus sinensis*, *Coffea arabica* y *Theobroma cacao*. Sin embargo en el sitio con *Huetea cubensis* predominan especies propias de la formación según expresa Herrera (2007).

El uso de métodos de rarefacción permitió realizar comparaciones más exhaustivas entre la diversidad de especies que se asocian a *Juglans jamaicensis* y *Huetea cubensis* en el fragmento de bosque perteneciente a la unidad zonal de conservación Santo Domingo (Figura 6).

La rarefacción es un método que fue propuesto para comparar el número de especies cuando las muestras difieren en tamaño. Gotelli y Colwell (2011), estiman la riqueza de especies en función del tamaño de muestra más pequeño (Gotelli y Entsminger, 2003). Este procedimiento tiene varios supuestos: las

muestras que son obtenidas por técnicas distintas y comunidades que son intrínsecamente distintas no pueden ser comparadas; se supone que los individuos se encuentran distribuidos al azar, de lo contrario hay una sobreestimación de la riqueza de especies; debido a que se converge en las muestras de menor tamaño, el muestreo debe ser suficiente como para caracterizar a la comunidad (Magurran, 2004).

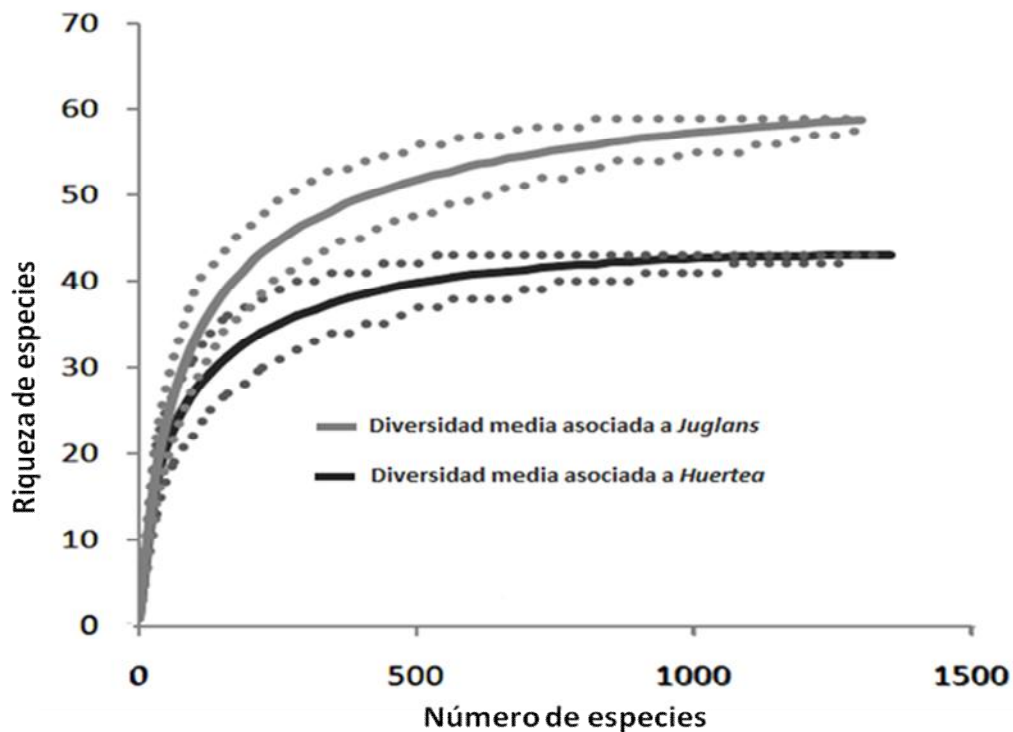


Figura 6.- Curvas de rarefacción que compara la diversidad entre las especies que se asocian a *Juglans jamaicensis* y *Huerteia cubensis*.

En la figura se observa que el número máximo de individuos asociados a *Huerteia cubensis*, es superior al máximo número de individuos de las especies que se asocian a *Juglans jamaicensis*, esta diferencia es menos pronunciada, debido a que se usó el mismo muestreo, sin variar la intensidad del mismo. Sin embargo la aparición de especies exóticas dentro de la vegetación circundante a *Juglans*, tales como *Cassia biflora*, *Leucaena leucocephala*, entre otras, favoreció la riqueza de especies. Como se observa no existe solapamiento entre los intervalos de confianza, por lo que hay diferencias significativas entre uno y otro sitio. A

juzgar por el papel que juegan los cauces de ríos o arroyos en la dispersión de las semillas, es probable que este factor haya contribuido en el aumento de la riqueza de especies asociadas a *Juglans jamaicensis*.

### 3.2.- Diversidad beta ( $\beta$ )

El análisis de conglomerados (Figura 7) muestra la similitud de acuerdo a la composición florística del bosque, partiendo de las especies que se asocian al nogal y al cedrillo.

El primer grupo “A” conformado por las parcelas 1; 4; 11; 19; 20; 9; 8; 10; 14 y 13 muestra una similitud de más de 25%, donde solo aparecen dos individuos de *Juglans* (parcelas 1 y 4) en estadio latizal bajo. Las especies que más influyeron en el carácter regular del grupo fueron: *Prunus occidentalis*, *Piper aduncum*, *Guarea guara*, *Zanthoxylum martinicense*, *Erythrina poeppigiana* y *Vitis tiliifolia*. Al tiempo que *Pithecellobium arboreum*, *Allophylus cominia*, *Roystonea regia*, *Cordia gerascanthus* y *Oxandra lanceolata*, *Manilkara albescens* y *Maclura tintoria*, fueron las especies que mas incidieron en la diferenciación del grupo, estando representadas solamente en 1 ó 2 parcelas.

El grupo “B”, a diferencia del “A” y el “C” se define con mayor claridad mostrando más de un 40% de similitud entre las parcelas que lo componen. Condicionado esencialmente por una distribución más o menos regular de especies como. *Huerteia cubensis*, *Pseudolmedia spuria*, *Oxandra laurifolia*, *Trophis racemosa* y *Nectandra antillana*, en los diferentes estratos del bosque.

La diferencia con respecto al resto de los grupos, se acentúa por la presencia casi exclusiva de especies, que según Herrera (2007), guardan mayor relación con las pluvisilvas como *Nectandra antillana*, *Psilotum camplanatum* y *Didimopanax morototoni*, característica que se destaca en la medida que aumenta la altitud. También aparecen otras especies como *Buchenavia capitata*, *Lonchocarpus latifolius* y *Zuelania guidonea*, cuya aparición es distintiva de este grupo.

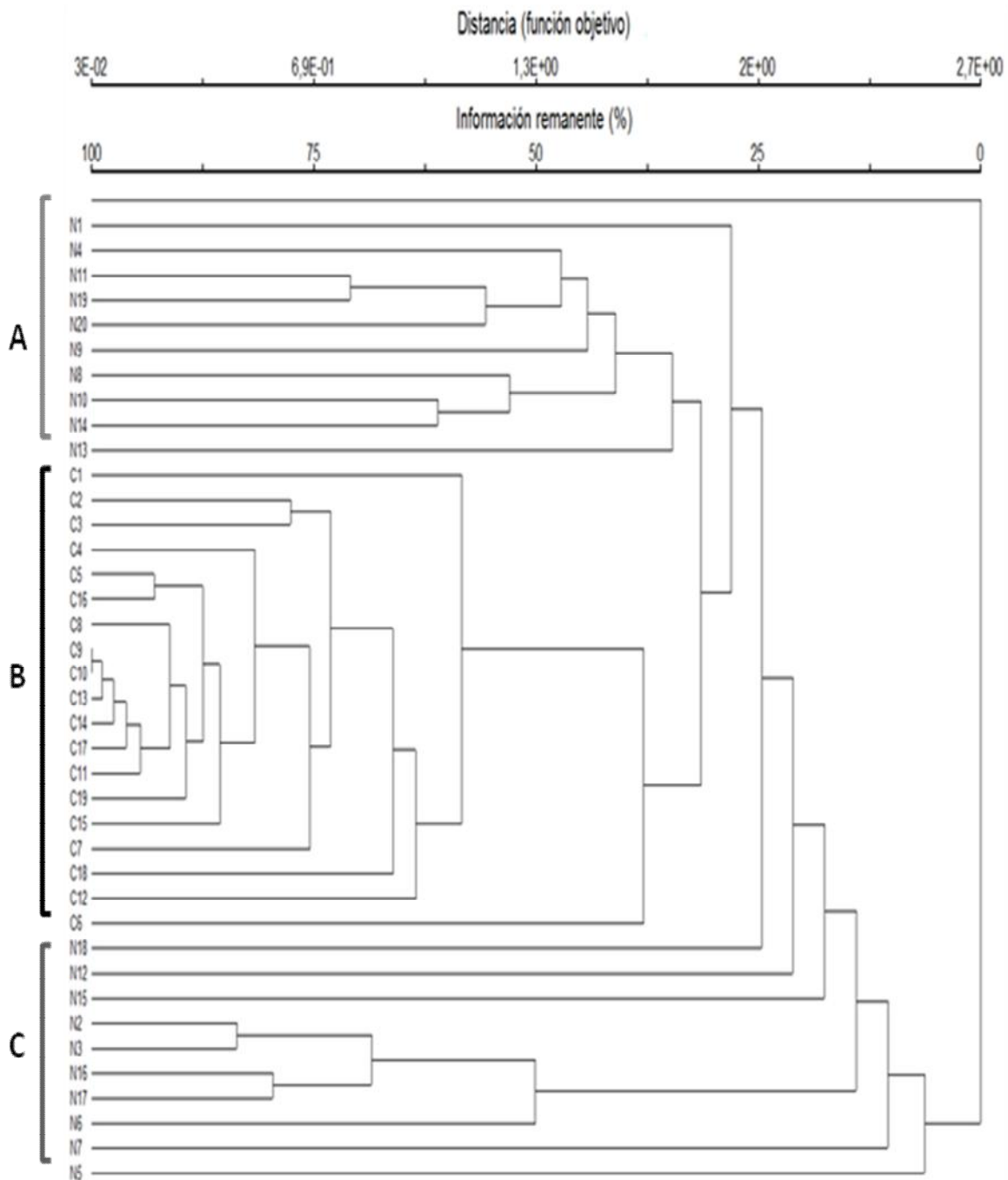


Figura 7.- Dendrograma de similitud florística obtenido para el bosque siempreverde mesófilo con *Juglas jamaicensis* y *Huertea cubensis*

El grupo “C” compuestos por las 18; 12; 15; 2; 3; 16; 17; 6; 7 y 5, muestra una gran disimilitud en correspondencia con la distribución irregular que presenta

*Juglans* en el ecosistema, quien se encuentra representado en el 50% de las parcelas.

*Sapium jamaicensis*, *Prunus myrtifolia*, *Cupania americana* y *Dendropanax arboreus* son las de mayor influencia en la homogeneidad del grupo sin embargo, *Samanea saman*, *Calophyllum antillanum* y *Poeppigia procera* conjuntamente con frutales como *Annona squamosa*, *Citrus sinensis*, *Theobroma cacao* y *Coffea arabica* resaltan la disimilitud y tiempo que señalan mayor antropización en esta parte del bosque. En tal sentido Reyes y Acosta (2005) refieren que estos bosques han sido muy alterados por la actividad humana para transformarlos en áreas agropecuarias.

Basado en el criterio Del Risco (1995) la presencia de especies como *Chrysophyllum oliviforme*, *Pithecellobium arboreum*, *Trichilia hirta* y *Ceiba pentandra* apuntan una mayor relación con los bosques semidecíduos sobre roca caliza.

### **3.3.- Estructura horizontal del ecosistema**

En la figura 8 se muestra el índice de valor de importancia de las especies de mayor participación, a través de la abundancia y la frecuencia relativa. Melo y Vargas (2003), recomiendan emplear las primeras 20 especies, al mismo tiempo indican que para representar el resto de las especies, se utilice la denominación “especies raras” u otras especies sencillamente. Conociendo que la mayor participación corresponde a este grupo; según la propia valoración del autor antes mencionado el ecosistema es heterogéneo.

Las especies arbóreas de mayor importancia ecológica (5 - 20%) en el área, fueron: *Pseudolmedia spuria*, *Oxandra laurifolia*, *Sapium jamaicensis*, *Trophis racemosa*, *Prunus occidentalis*, *Prunus myrtifolia*, *Cinnamomun montanum*, *Dendropanax arboreus*, *Guarea guara*, *Nectandra antillana*, *Piper aduncum*, *Cupania americana* y *Cecropia schreberiana*, debido fundamentalmente a los valores de abundancia que muestran.

Dentro de las especies de menor peso, pero de gran importancia forestal se encuentran *Buchenavia capitata*, *Cedrela odorata*, *Pithecellobium arboreum*,



*Manilkara albenscens* y *Maclura tinctoria*, estas dos últimas incluidas entre las especies protegidas por la ley (Álvarez *et al.*, 2006).

Las especies menos representadas en cualquier comunidad, según Magurran (1989) citado por Moreno (2001), pueden ser más sensibles a las perturbaciones ambientales, es decir, identificar un cambio en la diversidad, ya sea en el número de especies, en la distribución de la abundancia de las mismas o en la dominancia, es una alerta acerca de procesos empobrecedores.

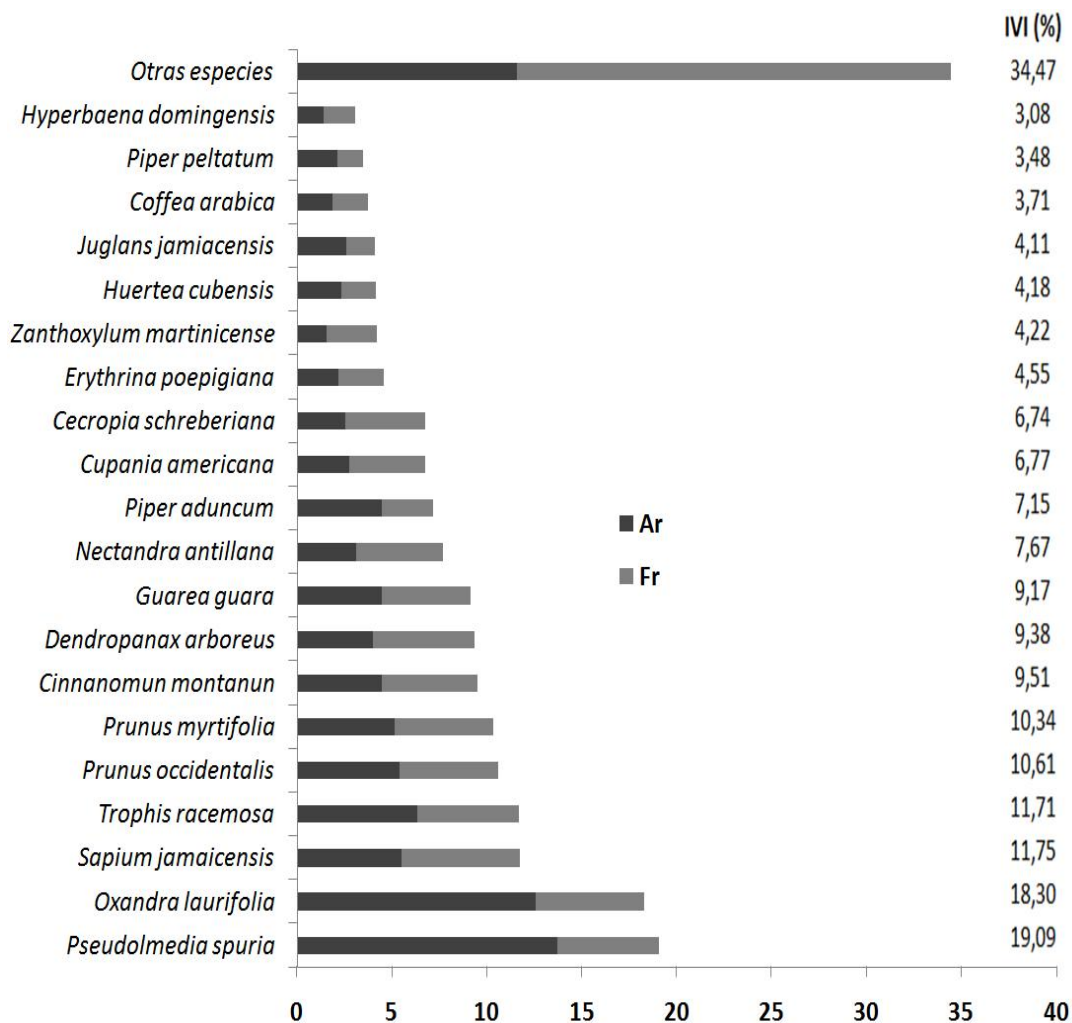


Figura 8.- Abundancia relativa, frecuencia relativa e índice de valor de importancia de las 20 especies de mayor peso ecológico

Herrera (2007) ratifica que la presencia de *Pseudolmedia spuria* caracteriza a esta formación vegetal y aunque esta, no tienen gran importancia económica desde el punto de vista maderable o medicinal, sí es apreciada por el imprescindible papel que desempeñan en el consumo de dióxido de carbono que realiza este bosque, función potencialmente mucho más importante, ya que mitiga los cambios climáticos.

Considerando la estructura horizontal representada a través de la abundancia y frecuencia relativa, marca pautas para el desarrollo de acciones encaminadas a la conservación de las especies menos representadas en el bosque. Es evidente que el valor porcentual que presentan *Huerteia* y *Juglans*, es una limitante frente a otras especies mejor representadas como *Pseudolmedia spuria* y *Oxandra laurifolia* etc., con las cuales podrían estar en desventaja al competir por luz, espacio y nutrientes, contribuyendo negativamente al crecimiento poblacional y por ende a su permanencia en la Lista Roja de la Flora Vascular cubana.

### **3.4.- Relación de la vegetación con variables ambientales**

Los resultados de la ordenación a partir del RDA, fueron significativos globalmente según la prueba de Monte Carlos con 499 permutaciones (traza= 0,346; F= 4,692; p= 0,0020). Los primeros cuatro ejes ofrecieron buena solución a la ordenación de las unidades de muestreo y de las especies pues la variabilidad total presente en los datos de abundancia de las especies (inercia =1) explicó el 100% de la relación especies-variables ambientales y el 34,4% de la varianza de especies, mediante el conjunto de dichos ejes, indicando un gradiente fuerte.

El Triplot conformado por la matriz especies, parcelas y variables ambientales, representado en la figura 9, muestra una distribución más agrupada para el eje 1, donde el cedrillo se correlaciona con la altitud, tomando valores negativos para la pendiente y la distancia al curso de agua, con la que presenta menor relación. Las especies con mayor grado de asociación con el cedrillo son *Cinnamomun montanum*, *Trophis racemosa*, *Pseudulmedia spuria*, *Nectandra antillana* y *Oxandra laurifolia*. De esta forma se ratifica lo planteado por Herrera (2007) que a

medida que aumenta la altitud, se hace más evidente la aparición de especies de los géneros *Cinnamomum* y *Nectandra*.

La interpretación sugiere que las especies y parcelas ubicadas al lado positivo del eje 2 pertenecen íntegramente al área de distribución de *Juglans jamaicensis*. En este sentido se diferencian *Sapium jamaicensis*, *Guarea guara* y *Trichostigma octandrum* como las especies que más se relacionan con el nogal y en su conjunto son influenciadas levemente por la exposición.

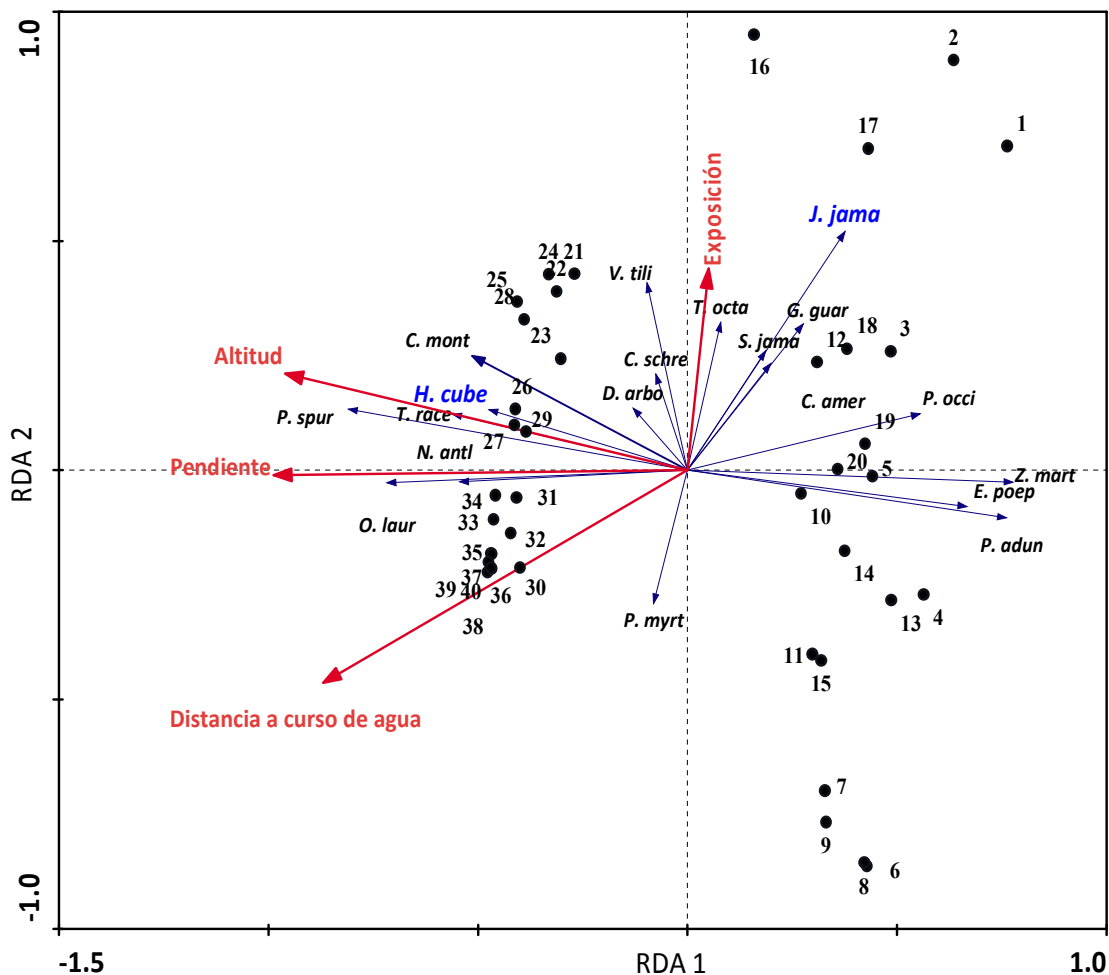


Figura 9.- Análisis de redundancia (RDA), para las especies, parcelas y variables ambientales en el bosque siempreverde mesófilo con *Huerteia cubensis* y *Juglans jamaicensis*

**Leyenda:** *Cecropia schreberiana* (C. schre); *Cinnamomun montanun* (C. mont); *Cupania americana* (C. amer); *Dendropanax arboreus* (D. arbo); *Erythrina*

*poepigiana* (E. poep); *Guarea guara* (G. guar); *Huetea cubensis* (H. cube); *Juglans jamaicensis* (J. jama); *Nectandra antillana* (N. anti); *Oxandra laurifolia* (O. laur); *Piper aduncum* (P. adun); *Prunus myrtifolia* (P. myrt); *Prunus occidentalis* (P. occi); *Pseudolmedia spuria* (P. spur); *Sapium jamaicensis* (S. jama); *Trichostigma octandrum* (T. octa); *Trophis racemosa* (T. race); *Vitis tiliifolia* (V. tili); *Zanthoxylum martinicense* (Z. mart).

### **3.5.- Análisis poblacional de *Huetea cubensis* y *Juglans jamaicensis***

Gadow *et al.*, (2007) plantearon que la diversidad de un bosque se caracteriza no solo por el número de especies existentes sino también por la distribución de las dimensiones de los árboles. Dos de las variables de dimensión más relevantes para la práctica forestal son la altura y el diámetro a 1,30 m. En la figura 10 se presentan las estructuras diamétricas de *Huetea cubensis* y *Juglans jamaicensis* en la unidad de conservación Santo Domingo.

En ambas especies la mayoría de los individuos se agrupan en las clases diamétricas inferiores, mostrando una distribución irregular en forma de J invertida, semejante a la estructura de un bosque natural (Sidoruk, 2000).

*Huetea* por su parte muestra una distribución constante en casi todas las clases, excepto en la 15 y la 60. La presencia de varios individuos en estado reproductivo, contrasta con el número reducido de plántulas. En este sentido Pérez *et al.*, (2013) plantearon que los factores que modulan la regeneración natural se describen como bióticos y abióticos donde la disponibilidad de luz, es a su juicio determinante en bosques del neotrópico.

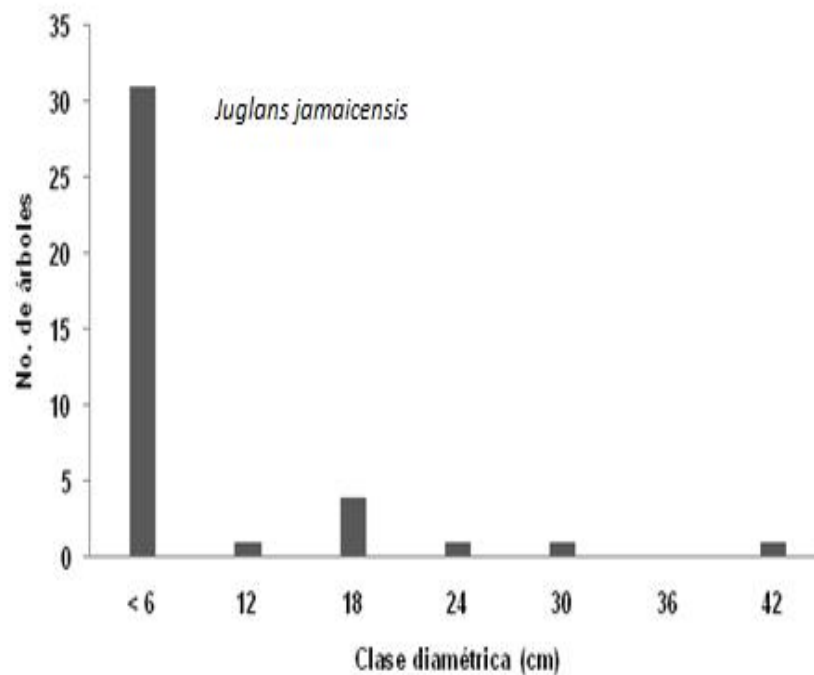
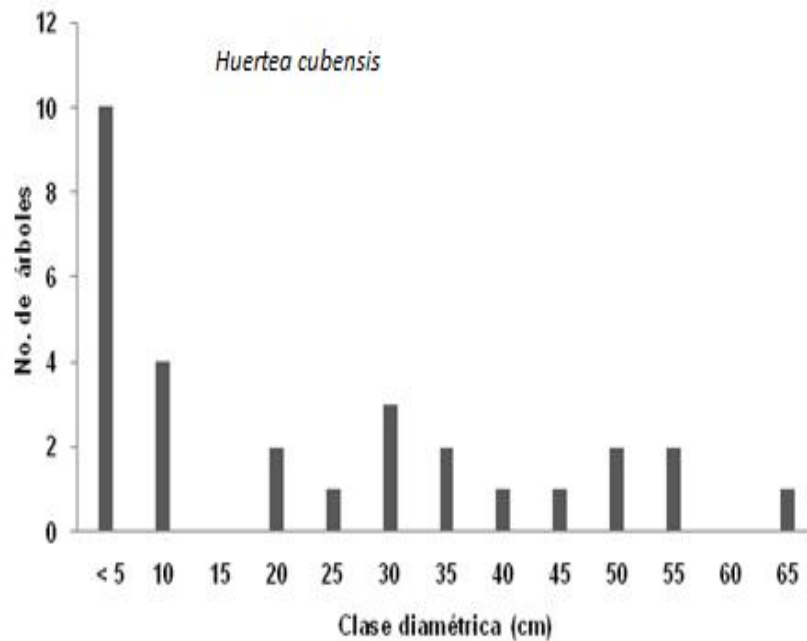


Figura 10.- Estructuras diamétricas de *Huertea cubensis* y *Juglans jamaicensis* en la unidad zonal de conservación Santo Domingo.

La estructura de *Juglans*, inicialmente beneficiada por la cantidad de plántulas, sufre una drástica disminución poblacional, con baja proporción de individuos y

ausencia de estos en las clases superiores ya que son las más asediadas (Figura 11).



Figura 11.- Vista de un tocón de *Juglans jamaicensis*, víctima de la tala ilegal

La interpretación de los diámetros en el histograma de frecuencia puede indicar posibles perturbaciones pasadas, naturales o antrópicas como extracción de madera o deforestación ya que Felfili y Silva (1988) exponen que estos eventos aparecen como interrupciones en los histogramas, indicando que el ciclo de vida de la especie no se está completando.

Rodríguez *et al.*, (2015), menciona que las oscilaciones de las clases diamétricas de *Juglans jamaicensis* sugieren un aumento de la mortalidad de las plantas en el pasado, evidenciado por la baja frecuencia de los individuos de la cuarta a la séptima clase en relación a la clase superior inmediata. Esta irregularidad es indicador de una interrupción en el flujo proporcional de los individuos que ocuparían esas clases intermedias actualmente por el crecimiento de los individuos y apunta hacia la susceptibilidad de la especie a las variaciones y perturbaciones ambientales principalmente de origen antrópico.

Finalmente Guariguata (2002), señala que la poca existencia de individuos en rangos diamétricos superiores afectan la regeneración a la vez que incrementa el riesgo a la extinción.

### **3.6.- Regeneración natural**

El gran número de individuos en la clase diamétrica menores de 5 cm de  $d_{1.30}$ , pudiera sugerir que existe una buena regeneración que reemplazaría a los árboles

ya maduros, sin embargo esto puede ser erróneo ya que si se considera el coeficiente plántulas/árboles (P/A) como indicador de proporcionalidad de regeneración, debería ser mayor de 13 (Ledig 2012, citado por Flores, 2013).

Para el análisis de las poblaciones de *Juglans* y *Huertea*, basado en la proporción de arboles y plántulas se consideró como tamaño de la población la dos hectáreas muestreadas. Como se puede observar en la tabla 2, el coeficiente plántula/árbol, se encuentra por debajo del límite propuesto (13). Sin embargo es evidente que *Juglans* es favorecido por la abundancia de la regeneración, mientras que *Huertea*, ubica la mayoría de los individuos por encima de 5 cm de diámetro.

Tabla 2.- Coeficiente plántula/árbol, para las poblaciones de *Juglans jamaicensis* y *Huertea cubensis*, en la unidad zonal de conservación Santo Domingo.

<b>Especies</b>	<b>Superficie (ha)</b>	<b>DA</b>	<b>A</b>	<b>DP</b>	<b>P</b>	<b>Total</b>	<b>P/A</b>
<i>Juglans jamaicensis</i>	2	4	8	31	62	70	<b>7.75</b>
<i>Huertea cubensis</i>	2	9,5	19	5	10	29	<b>0.53</b>

**Leyenda:** **DA** (No. de árboles/ha  $\geq$  5 cm de D 1.30); **A** (No. de árboles  $\geq$  5 cm de D1.30 por población); **DP** (densidad de plántulas/ha); **P** (No. de plántulas  $<$  5 cm de D1.30) por población) y **P/A** (coeficiente plántula/árboles).

Flores (2013), en un estudio realizado en poblaciones de *Picea mexicana* y *Picea martinezii*, en la Sierra Madre Occidental y Oriental de México, obtuvo resultados superiores a los presentados por *Huertea* en todas las localidades evaluadas. Para *Juglans* el comportamiento fue totalmente opuesto, pues el coeficiente P/A, fue superior a las 7 localidades evaluadas por el autor antes mencionado.

Conociendo que la distribución de las plántulas es el resultado de la sombra de semilla, Vozzo (2010) refiere que la misma puede ser asimétrica y se ve afectada por dos factores: la relación densidad - distancia y la dirección con respecto a la fuente. La relación de densidad (número de semillas) con la distancia, respecto a

la fuente alcanza un pico y una cola; la dirección tiene un valor ecológico importante (Willson, 1992, citado por Vozzo 2010).

La distribución de los regenerantes de *Huertea cubensis* (Figura 12) guarda poca relación con la proyección de la copa mostrando que el 50% de los individuos se encuentra fuera de la misma. A juzgar por la dirección de la pendiente se infiere que esta no tiene gran influencia en la distribución de las plántulas, pero al combinarse con la altura del árbol (30 m) y la dirección de la copa es probable que sean estos los factores abióticos que mayor influencia manifiesten.

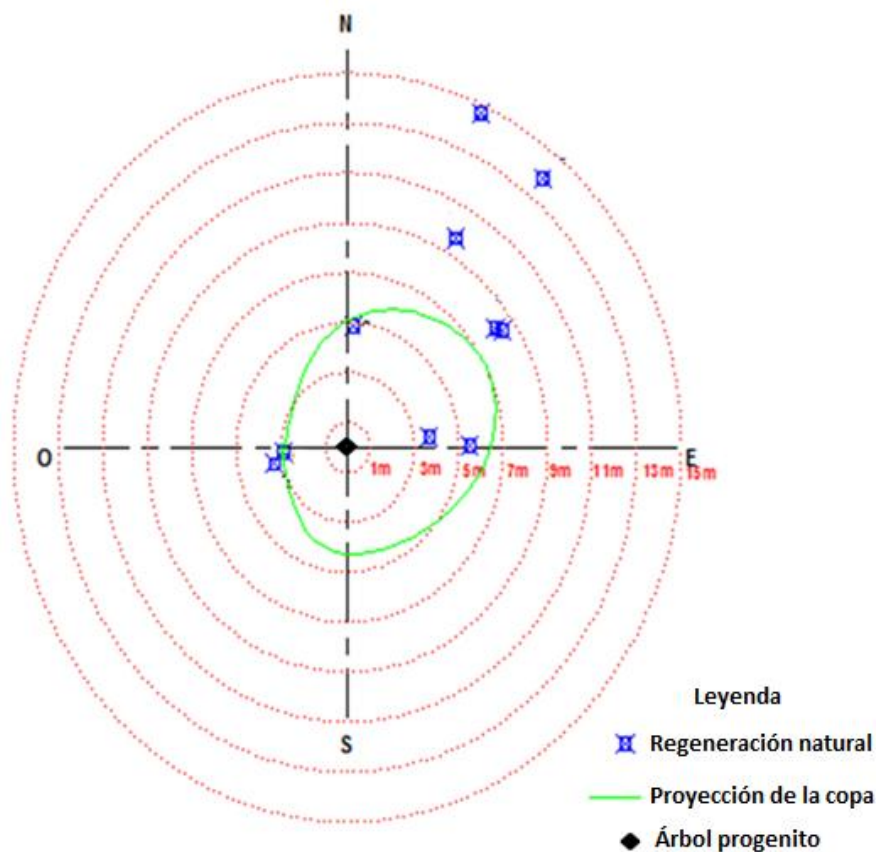


Figura 12.- Distribución de la regeneración natural de *Juglans jamaicensis* en el bosque siempreverde mesófilo de la unidad zonal de conservación Santo Domingo. Cetnarski (2003) analizando la distribución de las plántulas que *Ocotea odorifera* en un bosque umbrófilo mixto, del estado de Paraná-Brasil, obtuvo un aumento proporcional del número de regenerantes respecto a la distancia del árbol matriz.



Describiendo un patrón de distribución agregado, pero sin relación con la proyección de copa.

Para Janzen (1970) citado por Santana (2000) y Nascimento *et al.*, (2002), el establecimiento de las plántulas tiene mayor éxito con el aumento de la distancia respecto a la planta madre. Argumentando que los depredadores concentran sus actividades en el entorno matriz y por lo tanto, las semillas tienen posibilidades de escapar y empezar su crecimiento alejadas de estos.

En este sentido Alvarado *et al.*, (2003) plantean que de forma natural la semilla del cedrillo, es dispersada desde los árboles por animales y por efecto de gravedad. Aunque como consecuencia de la actividad de los depredadores, sólo una mínima parte de las semillas sobrevive para poder germinar. A colación con lo planteado Castro *et al.*, (2002) precisa que muchas especies leñosas mediterráneas presentan una regeneración muy limitada debido a tasas de depredación de semillas elevadas.

A diferencia de *Huerte*, la distribución de los regenerantes de *Juglans*, representada en la figura 13 muestra una estrecha relación entre la proyección de la copa y la repartición de las plántulas. Tal aseveración indica que la mayoría de los individuos se encuentran bajo la sombra del árbol matriz y aunque los mecanismos de dispersión son múltiples lo cierto es que un número importante de semillas germinan bajo el árbol.

Al respecto Francis y Alemañy (1994), enfatizan que las semillas de nogal son diseminadas más que nada por los agentes humanos, aunque la fuerza de gravedad y las aguas contribuyen también al proceso. El tamaño de los frutos y semillas también favorecen la dispersión gravitacional, aunque la distribución irregular de los individuos en los estadios de latizal y fustal no apoya tal afirmación.

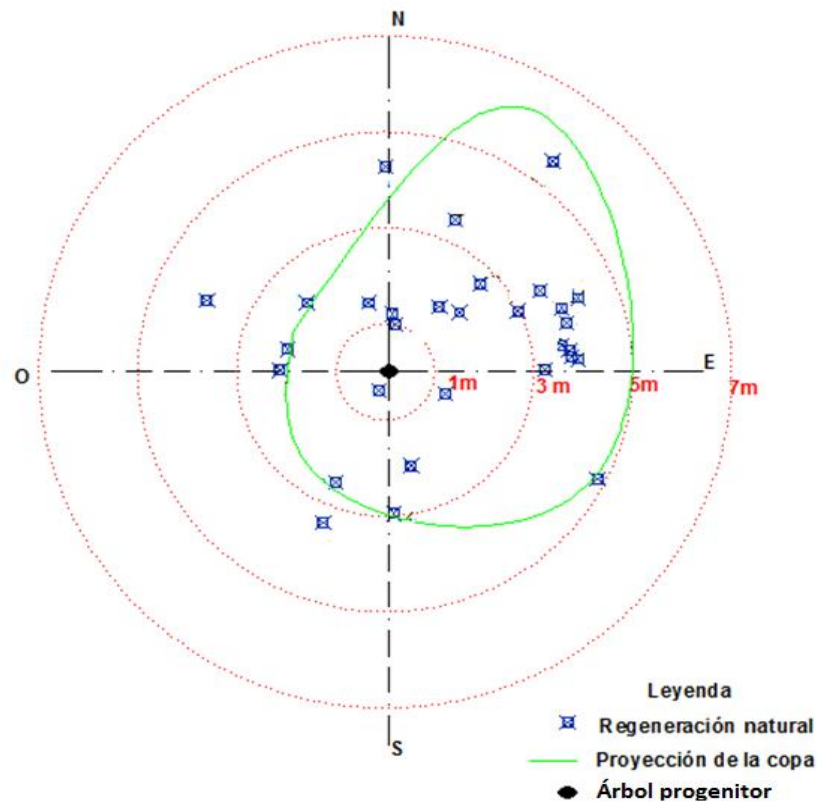


Figura 13.- Distribución de la regeneración natural de *Juglans jamaicensis* en el bosque siempreverde mesófilo de la unidad zonal de conservación Santo Domingo

Los resultados obtenidos bajo las condiciones del sitio investigado, no confieren importancia a la diseminación antrópica de las semillas, sin embargo concuerdan con Francis y Alemañy (1994), respecto a la importancia del agua como agente dispersor. Al mismo tiempo se adiciona que algunos animales como ratones u otros roedores podrían influir también en tal proceso, según los resultados obtenidos por Bibb y Monsegur (2013).

Basado en la importancia ecológica conferida por Janzen (1971) a la dirección en la que se diseminan las semillas responsables del banco de plántulas, los resultados confirman que el mayor número de individuos se encuentra en dirección noreste (18), seguida de la noroeste con 6, mientras que la sureste y la suroeste presentan valores más o menos equilibrados entre 4 y 3 plántulas respectivamente. Cetnarski (2003) confirma igualmente mayor concentración de individuos para la dirección noroeste.

Para analizar el comportamiento de las plántulas respecto a la distancia que alcanzan los regenerantes con relación a la planta progenitora de cada especie, en la figura 14 se presenta la distancia media, así como los límites inferiores y superiores de cada valor.

Conforme a la distribución de las plántulas, se obtiene que *Juglans jamaicensis* concentra más del 75% de sus regenerantes por debajo de la media (3,15 m), con valores mínimos y máximos que oscilan entre 1 y 5,5 m respectivamente, mientras que *Huerteia cubensis* por su parte, sitúa alrededor del 50% de los individuos por encima de la media (7,48 m) y a diferencia de *Juglans* los valores inferiores y superiores fluctúan entre 2,9 y 14,9 m, mostrando mayor capacidad de dispersión que el nogal. Sin embargo la población adulta y juvenil de cedrillos, muestra una distribución gregaria comparada con el nogal bajo las condiciones de la unidad zonal de conservación Santo Domingo.

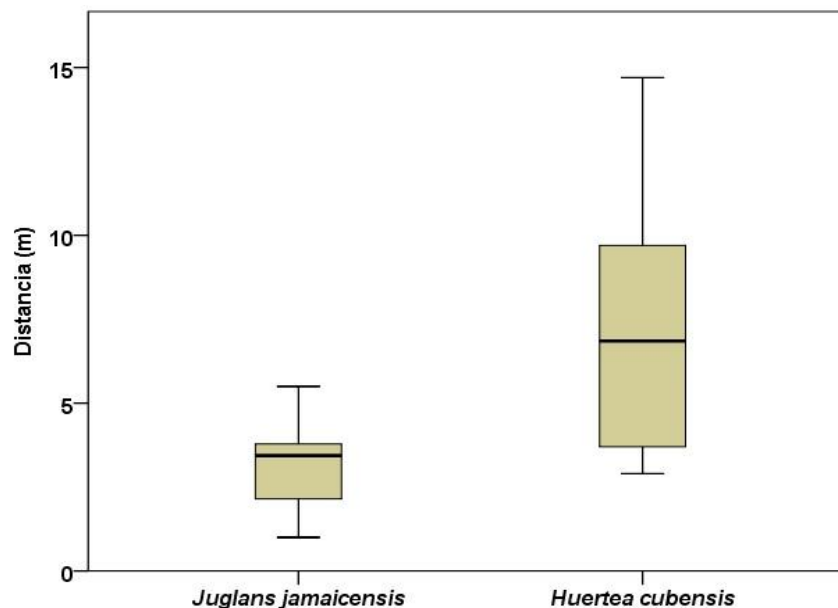


Figura 14.- Comportamiento de la distancia a la que se distribuyen las plántulas de *Juglans jamaicensis* y *Huerteia cubensis* respecto al árbol progenitor

Los principales problemas demográficos de *Huerteia cubensis* y *Juglans jamaicensis* se concentraron en el estadio de plántula, generando una tasa de mortalidad alta entre 47,3% y 50,9%, respectivamente. Bajo estas condiciones el

reclutamiento, se afecta asumiendo valores negativos que se concentran fundamentalmente en la primera fase de desarrollo, los cuales se irán estabilizando en los estados de juvenil y adulto para de este modo favorecer la tasa de recambio de cada especie. En la tabla 3 se presentan los resultados numéricos derivados de los censos realizados para el periodo 2012 – 2014.

Tabla 3.- Comportamiento de la tasa de mortalidad, tasa de reclutamiento y tasa finita de crecimiento natural de *Huertia cubensis* y *Juglans jamaicensis* en la unidad zonal de conservación Santo Domingo

Clase de tamaño	Período de evaluación				r	$\lambda$
	2012	2013	2014	TM (%)		
<i>Huertia cubensis</i>						
Plántula	18	10	5	47,3	-2,56	0,53
Juvenil	5	4	4	10,6	-0,45	0,89
Adulto	11	11	11	0	0	1
<b>Total</b>	<b>34</b>	<b>25</b>	<b>20</b>	<b>23,3</b>	<b>-0,76</b>	<b>0,77</b>
<i>Juglans jamaicensis</i>						
Plántula	29	16	7	50,9	-2,84	0,49
Juvenil	1	1	1	0	0	1
Adulto	7	7	7	0	0	1
<b>Total</b>	<b>37</b>	<b>24</b>	<b>15</b>	<b>36,3</b>	<b>-1,81</b>	<b>0,64</b>

Según Quesada (2012) los valores cercanos a 0 muestran un bosque menos dinámico al que no se han presentado grandes disturbios ya sea de origen natural o humano. En este sentido se puede apreciar que los valores para una y otra especie se acercan más a 1, permitiendo inferir la existencia de entropía o cambios en los indicadores demográficos con énfasis en la tasa de mortalidad.

Los resultados obtenidos son indicio de la incapacidad de las especies para auto perpetuarse bajo las condiciones estudiadas, aseveración que se manifiesta a

partir de los resultados expuestos por Rodríguez *et al.*, (2015) donde el análisis global de los registros demográficos de *Juglans jamaicensis* en el Parque Nacional Turquino guardan estrecha relación con los resultados derivados de esta investigación.

Martínez (1994) así como Poorter y Hayasido (2000) plantearon al respecto, que la mortalidad de las plántulas es crítica, especialmente cuando hay competencia intra e interespecífica. La necesidad de luz podría ser el factor de mayor incidencia en la mortalidad de las plántulas, sin descartar otros como la herbivoría de plagas y animales domésticos (cerdos) que merodean en la zona. Ya que según Teodoro *et al.*, (2004) la depredación de semillas y plántulas se puede considerar, después de la sequía, como la principal limitación a la regeneración de las plantas leñosas.

En la figura 15 se presentan plántulas de *Huerteia* y *Juglans*, con tendencia al deceso.

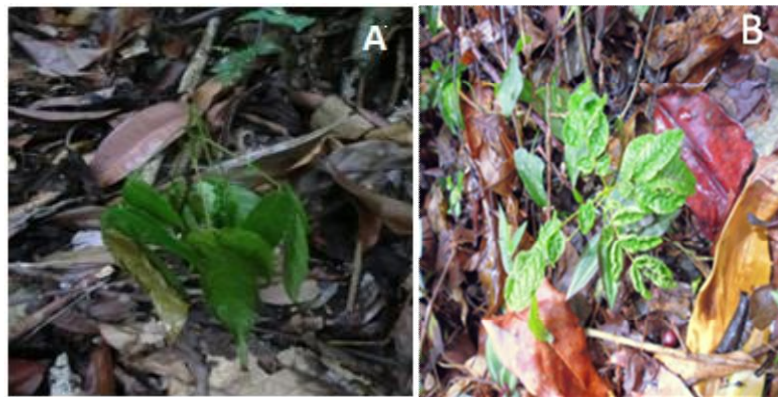


Figura 15.- Plántulas en decline de *Huerteia cubensis* (A) y *Juglans jamaicensis* (B)

En este sentido González (2013) analizando patrones espacio temporal de dispersión y de regeneración natural del Abeto en los Pirineos Aragoneses, estimó entre otros parámetros la tasa de mortalidad de las plántulas. Llegando a determinar que existe diferencia significativa en cuanto este parámetro y comprobando la hipótesis del efecto negativo de un dosel demasiado cerrado sobre la supervivencia de las plántulas.

Aunque no se realizó un análisis de cobertura, es evidente que la elevada tasa de mortalidad podría estar relacionada con la densidad del dosel.

Tomando en consideración el criterio de Bergmans y Vroomans (1995), referido a la necesidad de que el diseño de los planes de manejo requiere conocer el estado de las especies en la figura 16 se muestra la estructura poblacional de ambas especies.

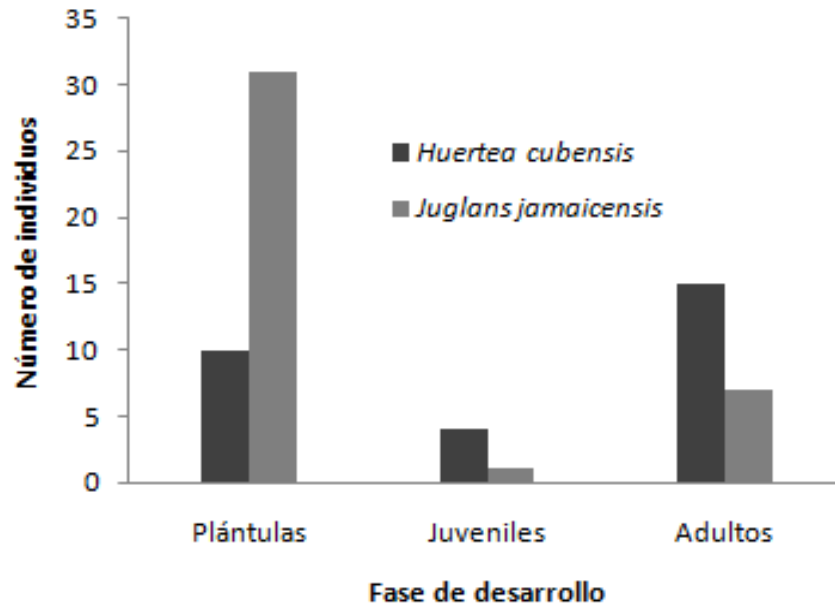


Figura 16.- Estructura poblacional por estado de *Huertea cubensis* y *Juglans jamaicensis* en el bosque siempreverde mesófilo de la unidad zonal de conservación Santo Domingo

En esta figura se observa que ambas especies concentran la mayoría de sus individuos en la primera fase y que sus poblaciones menguan drásticamente al tiempo que van ocupando las fases superiores. En este sentido Guariguata y Kattan (2002) plantean que el principal factor de riesgo en la extinción de especies es el tamaño de la población, entre más pequeñas, más alto es su riesgo de extinción, ya sea por factores demográficos (contracción demográfica) y/o genéticos (endogamia, pérdida de diversidad por deriva genética), o por factores estocásticos como catástrofes ambientales.

En este sentido Primack *et al.*, (2001) exponen que una población típicamente estable posee una distribución de edades con una relación característica de juveniles, adultos jóvenes y adultos viejos, o sea la ausencia o baja

representatividad de cualquier clase de edad, especialmente juveniles, señala hacia potenciales poblaciones en contracción o decline, mientras que un número mayor de juveniles y adultos jóvenes puede ser indicativo de una población estable e incluso en expansión.

*Huertea* por su parte ha mostrado, poca efectividad para formar banco de plántulas, condición que podría estar relacionado con lo planteado por Alvarado *et al.*, (2003) acerca de la baja viabilidad que presentan las semillas (menos del 15% al pasar 20 días). Sin embargo a pesar del número reducido de regenerantes, son más los individuos que pasan a la fase de juveniles, favorecidos probablemente por el hecho de que esta especie según reportes de Álvarez *et al.*, (2006), se desarrolla bien bajo la sombra en los primeros años de vida.

Un aspecto de interés resulta el hecho de que *Juglans* con un número de adultos más reducidos de los cuales solamente 3 producen frutos, posee mayor cantidad de plántulas que *Huertea*, siendo en esta última donde se agrupa mayor cantidad de adultos aptos reproductivamente. Estos resultados demuestran que el nogal tiene una aparente ventaja con respecto al nogalillo, probablemente esto se deba a que según Sotolongo, *et al.*, (2010), las semillas más grandes cuentan con mayor cantidad recursos para iniciar su crecimiento en lugares con escasez de recursos, por ejemplo en la sombra del bosque, ya que producen plántulas más grandes y resistentes, con mayor superficie de raíces y de hojas.

### **3.7.- Análisis del parámetro infestación por bejucos**

Los bejucos son un grupo de plantas que utiliza otras plantas para sustentarse y alcanzar el dosel. Generalmente conviven en el bosque con los árboles, pero cuando son demasiados pueden ser perjudiciales para su desarrollo normal. Debido a su alta tasa de crecimiento y producción de hojas, los bejucos se consideran mejores competidores que los árboles especialmente en la captación de radiación solar (Putz 1980, citado por Mostacedo, *et al.*, 2006).

Es por ello que los profesionales forestales y silvicultores, consideran las lianas o bejucos como maleza que perjudican el desarrollo y crecimiento de los árboles (Appanah *et al.*, 1994; Contreras *et al.*, 1999). Por estas razones, la medición

cualitativa del grado de infestación de lianas es un dato muy importante en los inventarios florísticos y forestales (Figura 17).

El análisis descriptivo de la infección por lianas a *Huerteia cubensis* y *Juglans jamaicensis*, evidencia un comportamiento distintivo, siendo esta última especie la más afectada con 87% de infestación, donde el 50% de sus individuos, están cubiertos desde el fuste hasta la copa. Presentando además el único representante en estadio latizal, cuya vida se encuentra en riesgo por el exceso de lianas en toda su extensión. La especie de liana que más se asocia al nogal es *Trichostigma octandrum*.

En este sentido Schnitzer y Bongers (2011), agregan que la abundancia de lianas en los bosques podría estar relacionada con el creciente incremento en la tasa de disturbio de los bosques.

*Huerteia* por su parte presenta un mejor comportamiento ante la influencia de los bejucos, con un 42% de árboles libres y 53% de bejucos sobre el fuste solamente. La especie de liana que más se asocia al cedrillo es *Vitis tiliifolia*.

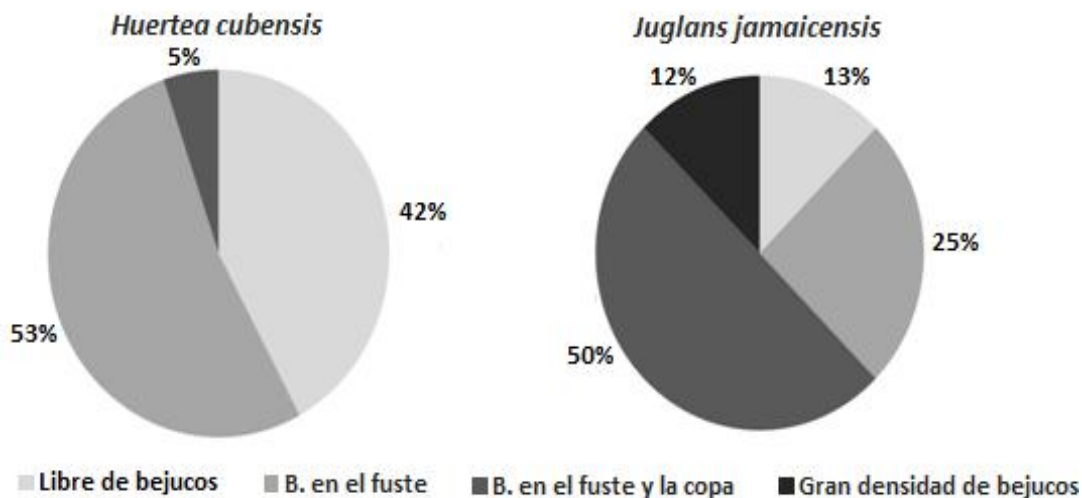


Figura 17.- Comportamiento de la infestación por lianas o bejucos a los árboles de *Juglans jamaicensis* y *Huerteia cubensis*

Rodríguez (2015), como uno de los resultados expuestos en su tesis doctoral titulada "Contribución a la conservación de *Juglans jamaicensis* C. DC., en el



Parque Nacional Turquino”, informa que el 52% de los árboles se encontraron libres de bejucos, mientras que el 48% exhibió infestación mayormente en el fuste, y sólo se avisa una potencial reducción en la fecundidad, el crecimiento y la sobrevivencia del 22% de los árboles, al resultar ocupadas sus copas parcial o totalmente, como resultado de la competencia de los bejucos por el recurso luz.

Los resultados obtenidos también guardan relación con los reportados por Mostacedo *et al.*, (2006), quienes en un estudio realizado en el bosque sub-húmedo transicional de Bolivia encontraron que el 68% de árboles estaba infestado por bejucos, sin embargo, solo el 18% se vio afectado en su crecimiento.

Estos mismos autores refieren que para el bosque Amazónico este parámetro es de 47% y sólo el 7% de los árboles está totalmente infestado por bejucos que afectan su crecimiento. Estos resultados muestran que el grado de infestación varía en comparación con los tipos de bosque.

Según Raven *et al.*, (1987), citado por Gadow *et al.*, (2007), un exceso de bejucos en el árbol limita la condición básica para el crecimiento arbóreo que es la asimilación de CO<sub>2</sub>, que tiene lugar en la copa y que está ligada con la transpiración de manera directa. A causa de dicha asimilación se mantiene el flujo de savia vertical que garantiza que el agua y los nutrientes lleguen a las hojas y por lo tanto, representa una condición esencial para la fotosíntesis. Este elemento según Stevens (1987) reduce la capacidad de producción de frutos de los árboles infestados.

## Conclusiones

1. La flora asociada a *Huerteia cubensis* y *Juglans jamaicensis* está representada por 2 479 individuos de 75 especies, 67 géneros, y 41 familias. Siendo la familia *Moraceae* seguida de la *Annonaceae*, *Fabaceae*, *Meliaceae*, *Mimosaceae* y *Sapindaceae* las más ricas. Incluyendo a la vez especies tan abundantes como: *Pseudolmedia spuria*, *Oxandra laurifolia*, *Sapium jamaicensis* y *Trophis racemosa*, cuya presencia caracteriza la formación estudiada.
2. La abundancia relativa de las especies, respaldada por la tendencia que manifiesta la curva de rarefacción, expresa que existe una marcada diferencia entre las especies que se asocian a *Huerteia cubensis* y *Juglans jamaicensis*; siendo las variables altitud y pendiente las de mayor contribución al agrupamiento espacial de parcelas y especies en el sitio donde se desarrolla *Huerteia*.
3. La estructura diamétrica de *Huerteia cubensis* y *Juglans jamaicensis* describe una típica J invertida, propia de los bosques naturales, con regeneración buena y reclutamiento malo ya que la mayoría de los individuos se encuentran en las clases de tamaño menores, mientras que las demás clases son poco representadas, lo cual sugiere la necesidad de diseñar el manejo de estas especies en peligro crítico de extinción.
4. El patrón de distribución para las plántulas mantiene un comportamiento diferenciado, agrupado bajo la copa en *Juglans* y disperso para *Huerteia*, sin variar la dirección. Aunque para ambas especies se reportan altos índices de infección por lianas, es evidente que los principales problemas demográficos se concentraron en el estadio de plántula generado por altas tasas de mortalidad.

## Recomendaciones

- Considerar los resultados de este trabajo para desarrollar un proyecto de conservación para *Juglans jamaicensis* y *Huertea cubensis* en las condiciones del Parque Nacional Turquino en aras de revertir el estado actual de ambas especies.
- Al departamento de Ingeniería Forestal en la Universidad de Granma establecer parcelas permanentes donde se profundice en la dinámica del ecosistema y patrones fenológicos que tributen a un mejor manejo de las especies.

## Bibliografía

1. Acevedo, R. Strong, M. 2012. Catalogue of Seed Plants of the West Indies. Washington D.C. Smithsonian Institution Scholarly Press. 1221 p.
2. Acosta, V. Araujo, P. Iturre, M. 2006. Caracteres estructurales de las masas. Cátedra de Sociología Vegetal y Fitogeografía Forestal. Serie didáctica Nro. 22. 35 p.
3. Aguilar, C. Rodríguez, J. Bassoo, P. 2014. Caracterización florística y estructural del bosque siempreverde mesófilo con *Huertea cubensis* Griseb y *Juglans jamaicensis* C. DC., en la unidad zonal de conservación Santo Domingo. Parque Nacional Turquino. Revista Forestal Baracoa. (CU) 33. 54 - 64, junio.
4. Aguirre, M. Yaguana, P. Celso. 2012. Documento guía de métodos para la medición de la biodiversidad. Ed. Loja-Ecuador. 71 p.
5. Alba, R. 2000. Conservación de los recursos genéticos del género *Populus* en España. Sistemas de recursos genéticos forestales. Serie No. 2. INIA. 24p.
6. Alía, R; R. Galera y S. Martín. 1999. Mejora genética y masas productoras de semillas de los pinares españoles. Monografías INIA: Forestal No.1. Ministerio de la Agricultura, Pesca y Alimentación. Madrid, España. 239 p.
7. Alvarado, C.; Bueso, R.; Cid, L.; Hernández, D.; Cálix, J.; Henríquez, H. 2003. Guías silviculturales de 23 especies forestales del bosque húmedo de Honduras. Honduras. ESNACIFOR. 271p.
8. Álvarez, A.; Castillo, F.; Hechavarría, O. 2006. Especies Protegidas por la Ley Forestal de Cuba. Ed: Agrinfor. La Habana. 347 p.
9. Appanah, S.; Gentry, A. H. y La Frankie, J. V. 1994. Liana diversity and species richness of Malaysian rain forest. Journal of Tropical Forest Science, 6(2): 116-123.

10. Appolinario, V.; Filho, A.; Guilherme, F. 2005. Tree population and community dynamics in a Brazilian tropical semideciduous forest. *Revista Brasil*. 28: 347-360 p.
11. Berazaín, I.; Berazaín, F.; Lazcano, J.; González, L. 2005. Lista roja de la flora vascular cubana. Ed: Ayuntamiento de Gijón y Jardín Botánico Atlántico de Gijón. 86 p.
12. Berovides, V. y Gerhartz, J. 2009. Diversidad de la Vida y su Conservación, Editorial Científico- Técnica. 300 p.
13. Betancourt, A. 1983. Silvicultura especial de árboles maderables tropicales. Editorial Científico – Técnica. La Habana, Cuba. p 191 – 196.
14. Bibb, K.; Monsegur, A. 2013. Nogal or West Indian Walnut (*Juglans jamaicensis*). 5-Years Review: Summary and Evaluation. US, Fish and Wildlife Service Southeast Region Caribbean Ecological Services Field Office Boqueron. Puerto Rico. 15 p.
15. Bisse, J. 1988. Árboles de Cuba. Editora Científico. Ciudad de La Habana. 369 p.
16. Bozzo, J. 2010. Manual de Semillas de Árboles Tropicales. Departamento de Agricultura en los Estados Unidos. 887 p.
17. Cantos G. 2013. Caracterización estructural y propuesta de restauración del bosque nativo de la comuna el Pital, zona de amortiguamiento del Parque Nacional Machalilla, Ecuador. Tesis presentada en opción al grado científico de doctor en ciencias forestales, Univ. De Pinar del Río, Cuba.
18. Capote, R.; Berazaín, R. 1984. Clasificación de las formaciones vegetales de Cuba. *Revista de Jardín Botánico Nacional*. 5(2): 27 – 75 p.
19. Castro, J. R. Zamora, R. Hódar, J. 2002. Mechanisms blocking *Pinus sylvestris* colonisation of Mediterranean mountain meadows. *Journal of Vegetation Science* 13: 725-731 p.

20. Caswell, H. 2001. Matriz population models. Sinauer Associates, Inc., Sunderland Massachussets. Disponible en: <http://www.Aeet.org/ecosistemas/023/investigación2htm>. (Consultado 24 de Febrero, 2006)
21. CATIE. 2004. *Huertea cubensis*. Colección de Maderas Tropicales de Honduras. Ficha Técnica No. 22, 5 pp. Disponible en: [http://www.lancetillaoimt.hn/proecen/componentes\\_investigacion/Cedrillo\\_files/](http://www.lancetillaoimt.hn/proecen/componentes_investigacion/Cedrillo_files/).
22. Cava, M. 2013. Efecto de la Heterogeneidad del Hábitat sobre las Comunidades de Artrópodos en Bosques de Chaco, Selva Paranaense y la Isla Apipé Grande en la provincia de Corrientes, Argentina. Tesis (en opción al grado científico de Doctora en Ciencias Biológicas). Universidad Nacional de la Plata. Facultad de Ciencias Naturales y Museo.
23. Cetnarski, R. 2003. Regeneração natural de *Ocotea odorifera* (Vell.) Rohwer (Canela-Sassafrás) em uma floresta ombrófila mista, no estado do Paraná. Ciudad Panamá 79 h. Tesis (en opción al título de Master en Ciencias Forestales). Universidade Federal do Panamá.
24. Chacón, P. Lagos, S. Mora, A. Moraes, M. 2011. Manual para la implementación de la “Estrategia Global para la Conservación de las Especies Vegetales” (EGCEV) en América Latina. Red Latinoamericana de Botánica. Disponible en: <http://www.rlb-botanica.org>
25. CITMA. 2007/2010. Estrategia Ambiental Nacional. La Habana. 70 p.
26. Clark, D. 1998. Deciphering landscape mosaic of neotropical trees: GIS and systematic sampling provide new views of tropical rainforest diversity. *Annals of the Missouri Botanical Garden* 85: 18-33.
27. Condit, R.; Hubbell, S.; Lafrankie, J. 1996. Species-area and species-individual relationship for tropical trees: A comparison of three 50-ha plots. *Ecology* 84: 549-562 p.

28. Contreras, F. Leaño, C. Licona, J. Dauber, E. Gunnar, L. Hager, N. Caba, C. 1999. Guía para la instalación de parcelas permanentes de muestreo (PPMs). Proyecto BOLFOR y PROMABOSQUE. Santa Cruz, Bolivia. 50 p.
29. Cortés, S. 2003. Estructura de la vegetación arbórea y arbustiva en el costado oriental de la serranía de Chía (Cundinamarca, Colombia). *Caldasia* 25 (1): 119-137 p.
30. Da Rocha, M. M. 2000. Demografía de árvores em floresta pluvial tropical atlântica, Ilha do Cardoso, SP. Brasil. 170 h. Tesis (en opción al grado científico de Doctor en Ciencias Ecológicas). Universidad de Sao Paulo. BR.
31. Del Risco R., E. 1995. Los Bosques de Cuba. Historia y características. La Habana. Ed: Científico Técnica. 96 p.
32. Denslow, J. 1995. Disturbance and diversity in tropical rain forests: The density effect. *Ecological Applications*. 5: 962-968 p.
33. Feinsinger, P. 2003. El diseño de los estudios de campo para la conservación de la biodiversidad. Ed. Fan. Santa Cruz de la Sierra, Bolivia. 236 p.
34. Felfili, J.; Silva, J. 1988. Distribuição dos diâmetros numa faixa de cerrado na Fazenda Água Limpa (FAL) em Brasília, DF. *Acta Botanica Brasilica* 2: 85-104 p.
35. Flores L., C. 2013. Contribución a la conservación de los recursos genéticos de *Picea mexicana* Martínez y *Picea martinezii* Patterson. Pinar del Río. 113 h. Tesis (en opción al grado científico de Doctor en Ciencias Forestales). Departamento Forestal, Universidad Autónoma Agraria Antonio Narro, Estados Unidos Mexicanos.
36. Francis, J. K.; Alemañy, S. 1994. *Juglans jamaicensis* C. DC. Nogal. SO-ITFSM-73. New Orleans, LA: U.S. Department of Agriculture, Forest

Service, Southern Forest Experiment Station. 4 p. Disponible en:  
<http://www.fs.fed.us/global/iitf/Juglansjamaicensis.pdf>

37. Frankie, G. W.; Baker, H. G.; Opler, P. A. 1974. Comparative phenological studies of trees in tropical wet and dry forests in the lowlands of Costa Rica. *The Journal of Ecology* 62: 881-919 p.
38. Gadow, K.V, Sánchez, O.S, Álvarez, G.JG. 2007. Estructura y Crecimiento del Bosque. 140p.
39. García Quintana, Y. 2006. Estrategia para la conservación intraespecífica de *Pinus caribaea* Morelet var *caribaea*, Barrett y Golfari. Tesis en opción al grado científico de Doctor en Ciencias Ecológicas. Proyecto de cooperación de formación doctoral Universidad de Pinar del Río / Universidad de Alicante. Cuba/España. Pinar del Río. Cuba.
40. González, E. 2013. Patrones espacio temporal de dispersión y de regeneración natural del Abeto (*Abies alba* Mill.) en los Pirineos Aragoneses. España. 37 p. Tesis (en opción al título de Máster en Ecología). Universidad Autónoma de Madrid.
41. Gotelli, N. Colwell, R. 2011. Estimating species richness. In: *Biological Diversity: Frontiers in Measurement and Assessment*. Eds. Oxford University Press: EUA.
42. Gotelli, N. Entsminger, G. 2003. EcoSIM: Null models software for ecology. Versión 7.0. Acquired Intelligence INC. And. Kesey – Bear. Disponible en:  
<http://homepagesTogethernet/gentsmin/ecosin.htm>.
43. Grombone, M. Bernacci, L. Neto, A. 1990. Estrutura fitossociológica da floresta semidecídua de altitude do Parque municipal de Grota Funda. Atibaia, São Paulo, *Acta Botânica Brasílica*. vol. 4 (2): 47 – 64.
44. Guariguata, M. Kattan, G. 2002. Ecología y conservación de bosques neotropicales. Libro universitario regional. San José: Editorial Tecnológica de Costa Rica.



45. Hernández, M.; Sandoval, C.; Annando, J.; Álvarez, R.; Octavio, J. 2000. Cedrillo (*Huertea cubensis*). Lancetilla, Honduras. ESNACIFOR. 8p.
46. Herrera, P. 2007. Flora y Vegetación. En: Biodiversidad de Cuba. Ciudad Guatemala. Ed. Polymita. p. 142- 177.
47. Huertas, F. A. 1998. Dendrología tropical: Descriptores morfológicos y colección de material vegetal. Universidad del Tolima. Facultad de Ingeniería forestal. Guías de Curso. Ibagué. 65 p.
48. Hutchinson, I. D. 1990. Diagnostic sampling to orient silviculture and management in natural tropical forest. In: Commonwealth Forestry Review. Vol. 69. No 3. 113 –132 p.
49. Janzen, D. 1971. Seed predation by animals. Annual Review of Ecology and Systematics. 2: 465-492 p.
50. Jayakumar, S.; Seong, S. K.; Joon, H. 2011. Floristic inventory and diversity assessment - a critical review. International Academy of Ecology and Environmental Sciences 1(3-4):151-168 p.
51. John, R. 1999. Deforestación: Bosques Neotropicales en Disminución. Asuntos Forestales. Québec Canadá. Última versión 08/31/2003. Disponible en: [www.rcfa\\_cfan.org/spanish/s.issues.12.html](http://www.rcfa_cfan.org/spanish/s.issues.12.html).
52. Kattan, G.; Naranjo, L.; Rojas, V. 2008. Especies Focales. En: Regiones biodiversas: herramientas para la planificación de sistemas regionales de áreas protegidas. Fundación EcoAndina; Wildlife Conservation Society, Cali.
53. Keels, S.; Gentry, A.; Spinzi, L. 1997. Using vegetation analysis to facilitate the selection of conservation sites in eastern Paraguay. (Biodiversity measuring and monitoring certification training, volume 2). Washington: SI/MAB.
54. Kennard, D.; Gould, K.; Putz, F. 2002. Effect of disturbance intensity on regeneration mechanisms in a tropical dry forest. Forest Ecology and Management 162: 197-208 p.

55. Kimmins, J. 1997. Biodiversity and its relationship to ecosystem health and integrity. *Forest Chronicle* 73: 229-232 p.
56. Kumar, A.; Gupta, A.; Marcot, B. 2002. Management of forests in India for biological diversity and forest productivity, a new perspective. Volume IV: Garo Hills Conservation Area (GCA). Wildlife Institute of India – USDA Forest Service collaborative project report, Wildlife Institute of India, Dehra Dun, India. 206 p.
57. Kumar, A.; Marcot, B. G. y Saxena, A. 2006. Tree species diversity and distribution patterns in tropical forests of Garo Hills. *Current Science* 91: 1370-1381
58. Lambeck, R. 1997. Focal species: Multi-species Umbrella for nature conservation. *Conservation Biology*. Volumen 11 N°4. Pág. 849-856 p.
59. Lamprecht, H. 1990. Silvicultura en los Trópicos: ecosistemas forestales y sus respectivas especies arbóreas. Posibilidades y métodos de aprovechamiento sostenible. Eschborn. Ed: GTZ. 343 p.
60. Lastres A., I.; Hernández R., P.; Gómez T., J. M. 2011. Área Protegida Parque Nacional Turquino. Plan de Manejo 2011-2015. 45 p.
61. Leira, M.; Sabater, S. 2005. Diatom assemblages distribution in Catalan rivers, NE Spain in relation to chemical and physiographical factors. *Water Research* 39: 73-82 p.
62. Leiva, A.; Pérez, P.; Puentes, D.; Berazaín, R.; Baró, I.; Fernández, M.; Fuentes, V.; Gutiérrez A., J.; Machado, S.; Herrera, P.; Ranking, R.; Sánchez, C.; Urquiola, A. 2002. Flora de la República de Cuba. Serie A. Plantas Vasculares. Fascículo 6 Gentianaceae, Juglandaceae, Phytolaccaceae y Sapotaceae. Köningstein. Ed: Koeltz Scientific Books. 59 p.
63. León, H. 1946. Flora de Cuba. Vol. I. Contribución del Museo de Hist. Nat. del Colegio de la Salle. No. 8. Cultural SA. La Habana. 441 p.

64. León, H. y Alain, H. 1953. Flora de Cuba. Vol. III. Contribución del Museo de Hist. Nat. del Colegio de la Salle. No. 8. Cultural SA. La Habana. 502 p.
65. Lepš. Šmilauer. 2013. Multivariate Analysis of Ecological Data using CANOCO. Capítulo 12. Case study2: Search for community composition patterns and their environmental correlates: vegetation of spring meadows. Cambridge Books Online. Ed: Cambridge University Press. 183-195 p.
66. Ley 85. Ley Forestal. Ministerio de la Agricultura. Ciudad de la Habana. 1998.
67. Lieberman, D. y Lieberman, M. 1987. Forest tree growth and dynamics at La Selva, Costa Rica (1969-1982). Journal of Tropical Ecology 3(No. Especial): 347-358
68. López, P. 2000. El estado de conservación de *Juglans jamaicensis* C. DC. En Cuba: evaluación de las subespecies *jamaicensis* e *insularis*. Revista Jardín Botánico Nacional. Vol. 21 (1): 149 – 151
69. Maceira, F.; Fong, G.; Alverson, W.; Wachter, T. 2005. Cuba: Parque Nacional La Bayamesa. Rapid Biological Inventories. Report 13. Chicago. Ed: The Field Museum. 243 p.
70. Magurran, A. 2004. Measuring Biological Diversity. Blackwell Publishing: Oxford, UK.
71. Marañón, T.; Camarero, J.; Castro, J.; Díaz, M.; Espelta, J.; Hampe, A.; Jordano, P.; Valladares, F.; Verdú, M.; Zamora, R. 2004. Heterogeneidad ambiental y nicho de regeneración. Ecología del bosque mediterráneo en un mundo cambiante. Madrid. (EP): 69-99 p, marzo.
72. Martínez, M. 1994. Regeneración natural de especies arbóreas en selvas húmedas. Boletín de la Sociedad Botánica de México 54: 179-224.
73. Matos, J. 2006. Manual de Manejo de Flora Silvestre para especialistas y técnicos de áreas protegidas. Santa Clara. Ed. Feijóo. 246 p.

74. McCune, B.; Mefford, M. 1999. Multivariate analysis of ecological data. PcOrd- Version 4.17 MjM Software. Glenndeden Beach, Oregon, USA.
75. Melo, O.; Vargas, R. 2003. Evaluación ecológica y silvicultural de ecosistemas boscosos. Universidad del Tolima. Departamento de Ciencias Forestales. Disponible en: <http://www.ut.edu.co/academico>. 222 p.
76. Montenegro, U. 1991. Insolación relativa. En Atlas de Santiago de Cuba. Academia de Ciencias de Cuba. Mapa 25.
77. Moreno, C. E. 2001. Métodos para medir la biodiversidad. M.T-Manuales y Tesis SEA, vol.1. Zaragoza, 84 p.
78. Mostacedo, B.; Balcazar, J.; Montero, J. 2006. Tipos de bosque, diversidad y composición florística en la Amazonia sudoeste de Bolivia. Instituto Boliviano de Investigación Forestal. 18 p.
79. Nascimento, N.; Carvalho, J.; Leão, N. 2002. Distribuição espacial de espécies arbóreas releccionados ao manejo de florestas naturais. Revista Ciência Agrária. Belém. 37, p 1-20.
80. Padalia, H.; Chauhan, N.; Porwal, M. 2004. Phytosociological observations on tree species diversity of Andaman Islands, India. Current Science 87: 799-806 p.
81. Pérez, P.; Barrera, F.; Oliva, F.; Reyes, P.; Rodríguez, A. 2013. Procesos de regeneración natural en bosques de encinos: factores facilitadores y limitantes. Revista de la DES Ciencias Biológico Agropecuarias, Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo. Publicación Especial No: 18-24 Diciembre. Consultado 30/5/2015. Disponible en: <http://www.biologicas.umich.mx>
82. Phillips, O.; Martínez, R.; Vargas, P. 2003. Efficient plot-based floristic assessment of tropical forests. Journal of Tropical Ecology 19: 629-645 p.
83. Picó, F. Quintana, P. 2005. Análisis de factores demográficos y genéticos para la conservación de poblaciones de plantas en un hábitat fragmentado. Disponible en: *Ecosistemas* 2005/2 (URL:

84. Picó, F. X. 2003. Desarrollo, análisis e interpretación de los modelos demográficos matriciales para la Biología de la Conservación. Revista Científica Técnica de Ecología y Medio Ambiente. Año XI, No.3. Disponible <http://www.Aeet.org/ecosistemas/023/investigación2htm>
85. Pitman, N. C. A.; Terborgh, J. W.; Silman, M.R. 2002. A comparison of tree species in two upper Amazonian forests. Ecology 83: 3210-3224 p.
86. Poorter, L.; Hayasida, O. 2000. Effects of seasonal drought on gaps and understorey seedling in a Bolivian moist forest. Journal of Tropical Ecology 16: 481- 498 p.
87. Primack, R.; Rozzi, R.; Feisinger, P.; Dirzo, R.; Massardo, F. 2001. Fundamentos de Conservación Biológica. Perspectivas latinoamericanas. Fondo de cultura económica. México DF. 797 p.
88. Quesada, R.; Acosta, L.; Garro, M. Castillo, M. 2012. Dinámica del crecimiento del bosque húmedo tropical, 19 años después de la cosecha bajo cuatro sistemas de aprovechamiento forestal en la Península de Osa, Costa Rica. Tecnología en Marcha (CR). 25 (5): 56 – 66, enero.
89. Rangel, J.; Velázquez, A. 1997. Métodos de estudio de la vegetación. En: J.O. Rangel-Ch (ed.), Diversidad Biótica II. Instituto de Ciencias Naturales. Universidad Nacional de Colombia. Bogotá. 59-87 p.
90. Reyes, O. 2012. Clasificación de la vegetación de la Región Oriental de Cuba. Revista del Jardín Botánico Nacional 32-33: 59-71.
91. Reyes, J.; Acosta, F. 2011. Fitocenosis en los bosques siempreverdes de Cuba Oriental. III. Pruno-Guareetum guidoniae en la Sierra Maestra. Foresta Veracruzana (VE) 13(1):1-6, agosto.
92. Reyes, O. J. 2006. Clasificación de la vegetación de la Región Oriental de Cuba. Revista del Jardín Botánico Nacional 32-33: 59-71 p.
93. Reyes, O. J.; Acosta, F. 2005. Cuba: Parque Nacional La Bayamesa (Estadios Sucesionales de la Pluvsilva Montana en el Parque Nacional La Bayamesa, Cuba). En: Maceira, F. D.; Fong, G. A.; Alverson, W. S. y

Wachter, T. Rapid Biological Inventories. Report 13. Chicago. Ed: The Field Museum. 243 p.

94. Rivera, D.; Viquez, M., H.; Castro, K.; Álvarez, C. 2010. Estado poblacional y comercio de *Cedrela odorata* y *Dalbergia retusa* en Costa Rica. Ministerio del Ambiente, Energía y Telecomunicaciones (MINAET) y Sistema Nacional de Áreas de Conservación (SINAC) en la Autoridad Administrativa CITES-CR. 318 p. Disponible en: [www.cites.org/common/com/pc/19/S19i-04.pd](http://www.cites.org/common/com/pc/19/S19i-04.pd)
95. Rodríguez, J. 2015. Contribución a la conservación de *Juglans jamaicensis* C. DC., en el Parque Nacional Turquino, provincia de Granma. Tesis presentada en opción al grado Científico de Doctor en ciencias forestales, Universidad de Pinar del Río, Cuba.
96. Rodríguez, J. Aguilar, C. 2013. Germinación de *Juglans jamaicensis* C. DC. subsp. *jamaicensis*, en vivero. Revista Cubana de Ciencias Forestales. (CU) 1(1), enero.
97. Rodríguez, J. Barrero, H. Aguilar, C. 2014. Morfometría de *Juglans jamaicensis*, y su conservación en el Parque Nacional Turquino, Granma. Avances.16 (2): 107-114; abril-junio.
98. Rodríguez, J. L. Aguilar, C. Rodríguez, Y. 2015. Estructura diamétrica y por estado, mortalidad y reclutamiento de *Juglans jamaicensis* C. DC., en el Parque Nacional Turquino. Revista Cubana de Ciencias Forestales (CU) 3 (1), enero.
99. Rodríguez, J. L. García, Y. Aguilar, C. 2013. Estructura de la vegetación de bosque montano en el Parque Nacional Turquino, provincia de Granma. Revista Cubana de Ciencias Forestales (CU) 1 (2), julio.
100. Roger, D. 2002. Models off genetic conservation plans. In situ genetic conservation of Monterey pine (*Pinus radiata* Don): Information and recommendations. Published by Genetic Resources Conservation

Program. Division of Agriculture and Natural Resources. University of California. Report No. 26.

101. Roig, J. 1965. Diccionario Botánico de nombres vulgares Cubanos. Tomo I y II. Ed: Pueblo y Educación. 1142 p.
102. Sablón, A. 1984. Dendrología. La Habana. Ed: Pueblo y educación; 210 p
103. Sagar, R.; Raghubanshi, A.; Singh, J. 2003. Tree species composition, dispersion and diversity along a disturbance gradient in a dry tropical forest region of India. *Forest Ecology and Management* 186: 61-71 p.
104. Samek, V. 1974. Elementos de silvicultura de los bosques latifolios. La Habana. Ed: Ciencia y Técnica. 291 p.
105. Sánchez, C. 2007. Los helechos y licófitos de Cuba. La Habana. Ed.: Científico Técnica. 226 p.
106. Santana, J. 2000. Distribuição espacial da regeneração natural de *Aniba rosaeodora* Ducke (Pau-Rosa). *Revista Ciência Agrária*, Belém, 33, p 37-45.
107. Schaarschmidt, H. 2002. Flora de la República de Cuba. Fascículo 6 (2) *Juglandaceae*. Ed: Koeltz Scientific Book. Königstein. 11 p.
108. Sheil, D.; Burslem, D.; Alader, D. 1995. The interpretation and misinterpretation of mortality rate measures. *Journal of Ecology* 83: 331-333 p.
109. Sidoruk, M. 2000. Análise biométrica da regeneração natural de algumas espécies em uma Floresta Estacional Semidecidual localizada no Município de Cássia-MG. Curitiba. 104 h. Tesis (en opción al título de Master en Ingeniería Forestal) Universidad Federal de Paraná. BR.
110. Sotolongo, R.; Geada, G.; Cobas, M. 2008. Fomento Forestal. La Habana. Ed. Ciencia y Técnica. 287 p.

111. Stevens, G. C. 1987. Lianas as structural parasites: The *Bursera simaruba* example. Ecology 68(1): 77-81. Técnica. 200 p.
112. Ter Braak, C.; Prentice, I. 1988. A theory of gradient analysis. Advances in Ecological Research 18: 271-313 p.
113. Ter Braak, C.; Šmilauer, P. 2002. CANOCO reference manual and user's guide to Canoco for Windows: software for canonical community ordination (v. 4). Microcomputer Power, New York. 351 p.
114. Timilsina, D.; Ross, M.; Heinen, J. 2007. A community analysis of sal (*Shorea robusta*) forests in the western Terai of Nepal. Forest Ecology and Management (241): 223-234 p.
115. Villa, S. A. y Benoit, C. L. 2005. Planes Nacionales de Conservación del Queule y Pitao.
116. Viña, N.; Viña, N.; Mustelier, K.; Trapero, A. 2000. Caracterización Físico-Geográfica del Macizo Sierra Maestra. BIOECO. Programa Científico Técnico Nacional Desarrollo Sostenible de la Montaña, Santiago de Cuba, 765 p.